

ЧОРНОМОРСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ІМЕНІ ПЕТРА МОГИЛИ  
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

Кваліфікаційна наукова праця  
на правах рукопису

**БЕЗСОНОВ ЄВГЕН МИКОЛАЙОВИЧ**

УДК 502.1–049.5:502.51(282.05)(477.7)(043.5)

**ДИСЕРТАЦІЯ**  
**ВИЗНАЧЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ РЕГІОНУ МЕТОДОМ**  
**ТОКСИКО-ЕНЕРГЕТИЧНОГО ВІДГУКУ БІОТИЧНИХ КОМПОНЕНТІВ**  
**ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ**

21.06.01 – екологічна безпека

Подається на здобуття наукового степеня кандидата технічних наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

\_\_\_\_\_ Є. М. Безсонов

Науковий керівник:  
**Андрєєв В'ячеслав Іванович**  
кандидат технічних наук, доцент

Ідентичність усіх екземплярів  
дисертації засвідчую  
Учений секретар спеціалізованої  
вченої ради, к.т.н., доцент

Сабадаш В. В.

Миколаїв – 2018

## АНОТАЦІЯ

*Безсонов Є. М.* Визначення рівня екологічної безпеки регіону методом токсико-енергетичного відгуку біотичних компонентів водних екосистем. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук за спеціальністю 21.06.01 «Екологічна безпека». – Національний університет «Львівська політехніка», 2018.

У дисертації представлено розв'язання актуальної науково-практичної задачі, що полягає у розробленні комплексного методу оцінювання рівня екологічної безпеки регіону на основі дослідження показників біотичних компонентів її водних екосистем як останньої ланки в навколишньому середовищі, на яку накладається уся сукупність трансформаційних процесів прямого та опосередкованого багатофакторного впливу. Водні екологічні системи визначено оптимальним інтегральним показником стану взаємовідносин людини і природи в конкретній соціоекологічній системі регіонального або локального рівня. В основу оцінювання та забезпечення екологічної безпеки регіону покладено кількісні показники стенобіотичних компонентів водних екосистем, теоретичні основи біосферних законів толерантності (оптимальності), ускладнення та розподілу енергії у ланцюгах живлення. На базі означених складових розроблено метод токсико-енергетичного відгуку, який оперує введеними поняттями «показника потенційної смертності» та «енергетичної ніші», спорідненої за певною ознакою групи організмів. Запропоновано методикау їх визначення.

Експериментально доведено шкідливий вплив стічних вод на стенобіонтні організми, зокрема родини Gammaridae. На основі польових та камеральних досліджень визначено токсикологічну та енергетичну функцію відгуку гідробіонтів річки на дію комплексу природних та антропогенних чинників. Встановлено закономірності реакції, які використано під час розрахунку індексу екологічної безпеки річки Південний Буг та інтегровано у чисельне значення рівня екологічної безпеки регіону.

На прикладі Миколаївського регіону України, проаналізовано причинно-наслідкові зв'язки між промисловим комплексом та природним середовищем, які визначають низьке поточне значення розробленого індексу екологічної безпеки. Встановлено, що визначальним чинником формування екологічної безпеки водної екосистеми і прилеглих соціоекологічних систем є рівень зарегулювання басейну.

У середовищі програмування R та MS Excel визначено ступінь кореляційного зв'язку між водністю річки та її гідрохімічними показниками. З використанням методів статистичного аналізу доведено, що водність досліджуваної водної екосистеми зменшується.

Розроблено дев'ятиступеневий алгоритм визначення рівня екологічної безпеки природних та соціоекологічних систем на основі використання методу токсико–енергетичного відгуку. Обґрунтовано планово-ситуативний алгоритм забезпечення екологічної безпеки. Визначено техногенний ризик для промислового об'єкту в басейні річки (на прикладі Южно–Українського атомного енергокомплексу). Запропоновано методики визначення розміру екологічної шкоди для водної екосистеми в енергетичному еквіваленті. Обґрунтовано межі природокористування та визначено орієнтовні об'єми певних екосистемних послуг річки. Досліджено ефективність використання показника окисно–відновного потенціалу природних вод для оцінювання їх якості і стану екосистеми загалом.

Результати аналізу міжнародного екологічного права довели, що забезпечення екологічної безпеки має зайняти пріоритетне місце в системі сталого розвитку соціоекосистем.

**Ключові слова:** рівень екологічної безпеки, водна екосистема, метод токсико–енергетичного відгуку, стенобіонти, енергетична ніша, екологічний ризик, алгоритм забезпечення.

## СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

### *В яких опубліковані основні наукові результати дисертації:*

1. Andreev V. I., Bezsonov Ye. M., Andreeva N. Yu. (2016). Water ecosystem ecological safety assessment by the determination of energy flow sustainability. – Water security: Monograph. – Mykolaiv: PMBSNU – Bristol: UWE, 2016. – 308 p. – p. 7-20. – ISBN 978-617- 7421-13- 8.

2. Безсонов Є. М. Обґрунтування та формалізація підходу до оцінювання екологічної безпеки регіону / Є. М. Безсонов, В. І. Андрєєв // Восточно–Европейский журнал передовых технологий. – №2/10(80), 2016. – Харків: НПП ЧП «Технологический Центр», 2016. – с. 9–18.

3. Bezsonov Ye. M., Andreev V. I., Smyrnov V. M. (2016). Assessment of safety index for water ecological system. East-Europe Journal of Enterprise Technologies, 6/10 (84), 24-34.

4. Bezsonov Ye., Mitryasova O., Smyrnov V., Smyrnova S. (2017). Influence of the South-Ukraine electric power producing complex on the ecological condition of the Southern Bug River. East-Europe Journal of Enterprise Technologies, 4/10 (88), 20-28.

5. Безсонов Є. М. Визначення аспектів оцінки показника сталого розвитку регіону / Є. М. Безсонов / Наукові праці: науково-методичний журнал. – Вип. 226. Т. 238. Техногенна безпека. – Миколаїв: Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили, 2014. – 124 с. – с. 9-13.

6. Безсонов Є. М. Екологічна складова сталого розвитку: обґрунтування пріоритетності та ляхи забезпечення / Є. М. Безсонов, В. І. Андрєєв / Вісник Вінницького політехнічного інституту. – Вінниця: ВНТУ, 2015. – № 6 (123). – с. 23-29.

7. Безсонов Є. М. Визначення теоретичних основ алгоритму забезпечення екологічної безпеки регіону // Є. М. Безсонов, В. І. Андрєєв / Наукові праці: науково-методичний журнал. – Вип. 277. Т. 289. Техногенна безпека. – Миколаїв: Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили, 2017. – с. 65-74.

8. Безсонов Є. М. Забезпечення екологічної безпеки Південного Бугу в контексті сталого розвитку м. Миколаїв / Є. М. Безсонов, В. І. Андрєєв / Наукові

праці: науково-методичний журнал. – Вип. 276. Т. 288. Екологія. – Миколаїв: Вид-во ЧНУ ім. Петра Могили, 2016. – 128 с. – с. 18-26.

9. Безсонов Є. М. Метод оцінки якості навколишнього середовища / В. В. Добровольський, Є. М. Безсонов / Наукові праці: науково-методичний журнал. – Вип. 276. Т. 288. Екологія. – Миколаїв: Вид-во ЧНУ ім. Петра Могили, 2016. – 128 с. – с. 12-17.

10. Безсонов Є. М. Енергопродуктивність екосистем у контексті переходу до збалансованого розвитку // Екологічний вісник. – №5, 2016. – с. 19-21.

***Які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:***

11. Безсонов Є. М. Проблеми та шляхи зупинки погіршення сучасного стану річки Південний Буг / В. І Андреев, Є. М. Безсонов / Водні ресурси Миколаєва як потенціал розвитку міста: матеріали VIII Миколаївських міських екологічних читань «Збережемо для нащадків». Миколаїв, 12-13 листопада 2015 р. / Управління екології департаменту ЖКГ Миколаївської міської ради, Міський центр екологічної інформації та культури [та ін.] ; уклад. І. Б. Чернова. – Миколаїв: СПД Румянцева Г. В., 2015. – с. 3-9.

12. Безсонов Є. М. Екологічна безпека регіону: визначення принципів забезпечення / Є. М. Безсонов / Збірка тез доповідей XVIII Міжнародної науково-практичної конференції студентів, аспірантів і молодих учених «Екологія. Людина. Суспільство» (м. Київ) / Укладач Д. Е. Бенатов. – К.: НТУУ «КПІ», 2015. – с. 151.

13. Безсонов Є. М. Неоантропоцентричний підхід до забезпечення екологічної безпеки екосистеми / Є. М. Безсонов / «Ольвійський форум – 2015: стратегії країн Причорноморського регіону в геополітичному просторі»: тези. – Миколаїв: Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили, 2015. – Том 2. – 200 с. – с. 165-167.

14. Безсонов Є. М. Переорієнтація оціночних показників екологічної безпеки / Є. М. Безсонов / V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2015) 23-26 вересня, 2015. Збірник наукових праць. – Вінниця: ТОВ «Нілан-ЛТД», 2015. – 280 с. – с. 33.

15. Безсонов Є. М. Економічна оцінка вагомості біотичного компоненту екосистеми / Є. М. Безсонов / XII Міжнародна науково-практична конференція

«Проблеми екологічної безпеки» / Матеріали конференції. – Кременчук: КрНУ, 2015. – 102 с. – с. 83.

16. Безсонов Є. М. Урахування екологічної складової сталого розвитку в документах вітчизняного та міжнародного рівня / Є. М. Безсонов / Всеукраїнська науково-методична конференція «Могилянські читання – 2015: досвід та тенденції розвитку суспільства в Україні: глобальний, національний та регіональний аспекти» : [збірник тез]. – Том 4. – Миколаїв: Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили, 2015. – с. 48-49.

17. Безсонов Є. М. Оцінка якості навколишнього середовища з урахуванням екологічних ризиків / В. В. Добровольський, Є. М. Безсонов / Міжнародна науково-практична конференція «Ольвійський форум – 2016: стратегії країн Причорноморського регіону в геополітичному просторі»: тези. –Том 1. – Миколаїв: Вид-во ЧНУ ім. Петра Могили, 2016. – с. 44-46.

18. Безсонов Є. М. Біопродуктивність як інтегральний показник безпеки екологічних систем / Є. М. Безсонов / Всеукраїнська науково-методична конференція «Могилянські читання – 2016: досвід та тенденції розвитку суспільства в Україні: глобальний, національний та регіональний аспекти» : [збірник тез]. – Том 6. – Миколаїв: Вид-во ЧНУ ім. Петра Могили, 2016. – с. 45-49.

19. Безсонов Є. М. Визначення вагомості біотичних ресурсів у контексті сталого розвитку соціоекологічних систем / Є. М. Безсонов, В. І. Андреев / Сучасний стан та якість навколишнього середовища окремих регіонів: Матеріали Міжнародної наукової конференції молодих вчених; Одеськ. держ. еколог. ун-т. – Одеса: ТЕС, 2016. – с. 35-38.

20. Безсонов Є. М. Планово-ситуативний алгоритм управління екологічною складовою сталого розвитку / Є. М. Безсонов / Стратегії сталого розвитку: на шляху до сильнішої громади: матеріали наук.-практ. конф., 21 жовтня 2016 р., м. Северодонецьк / [Укл. Семененко І. М.]. – Северодонецьк: вид-во СНУ ім. В. Даля, 2016. – с. 135-136.

21. Безсонов Є. М. Визначник матриці та інтегрування як інструменти оцінки розвитку регіону / Є. М. Безсонов, Н. В. Коваль / Наук.-практ. конф. «Екологічна безпека поселення та регіону як основа державної безпеки»: [матеріали конференції]. – Миколаїв: Вид-во ЧНУ ім. Петра Могили, 2016. – с. 85-88.

22. Безсонов Є. М. Принципи розробки місцевих документів сталого розвитку / Л. П. Клименко, В. В. Добровольський, В. І. Андреев, Є. М. Безсонов / Наук.-прак. конф. «Екологічна безпека поселення та регіону як основа державної безпеки»: [матеріали конференції]. – Миколаїв: Вид-во ЧНУ ім. Петра Могили, 2016. – с.4-9.

23. Безсонов Є. М. Теоретичні основи визначення показників екологічної безпеки в системі сталого розвитку / Л. П. Клименко, В. В. Добровольський, В. І. Андреев, Н. О. Воскобойнікова, Є. М. Безсонов / Наук.-прак. конф. «Екологічна безпека поселення та регіону як основа державної безпеки»: [матеріали конференції]. – Миколаїв: Вид-во ЧНУ ім. Петра Могили, 2016. – с. 21-25.

24. Безсонов Є. М. Оцінювання безпеки екологічної системи методом стенотопної біоіндикації середовища / Є. М. Безсонов, В. І. Андреев / Проблеми техногенно-екологічної безпеки: освіта, наука, практика: зб. матер. Всеукраїн. наук.-практ. конф. / редкол.: О. В. Метелов та ін. – Х.: ФОП Бровін О. В., 2016. – с. 125-127.

25. Безсонов Є. М. Визначення рівня екологічної безпеки Миколаївського регіону // Є. М. Безсонов / Екологічна безпека держави: тези доповідей XI Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених і студентів. м. Київ, 20 квітня 2017 року, Національний авіаційний університет / редкол. О. І. Запорожець та ін. – К.: НАУ, 2017. – с. 104-105.

26. Безсонов Є. М. Визначення зони якості навколишнього середовища з метою обґрунтування та оцінки рівня екологічної безпеки // Є. М. Безсонов, В. І. Андреев / Четвертий студентський Конгрес «Захист навколишнього середовища. Збалансоване природокористування». – Львів, 26-27 квітня, 2017 року. – с. 7-10.

***Які додатково відображають наукові результати дисертації:***

27. Заявка на видачу патенту на корисну модель України u 2018 02794 від 21.03.2018 р. Спосіб токсико-енергетичного оцінювання екологічного стану поверхневих водних екосистем / Безсонов Є. М., Андреев В. І.; заявник і патентовласник Чорноморський національний університет імені Петра Могили.

## ABSTRACT

*Bezsonov Ye.* Determination of the region ecological safety level by the method of toxic-energy response of the water ecosystem biotic components. – Manuscript.

Dissertation for the degree of Ph.D., specialty 21.06.01 – ecological safety.

Thesis for the degree of Candidate of Technical Sciences by specialty 21.06.01 «Ecological safety». – Lviv Polytechnic National University, 2018.

The dissertation presents the solution of the actual scientific and practical task, which consists in developing a comprehensive method for assessing the level of ecological safety in the region. It is based on the study of indicators of local water ecosystems biotic components, as the last link in the environment, which is imposed on the entire set of transformational processes of direct and indirect multifactorial influence. Aquatic ecological systems are considered the most objective integral indicator of the relationship between man and nature in a specific socioecological system of the regional or local level. Quantitative indicators of the stenobiotic components of aquatic ecosystems, the theoretical foundations of the Biosphere Laws such as tolerance of Shelford's, the complexity and energy distribution in food chains are determined as the basis of assessment and provision system of the region ecological safety. Using the mentioned constituents, a method of toxic-energy response is developed, which operates with the concepts of «indicator of potential mortality» and «energy niche» related to a certain feature of a group of organisms. The methodology of their determination is also developed.

The harmfulness of the sewage factor on the stenobionous organisms, in particular the *Gammaridae* family, has been experimentally proved. Based on field and cell research, the toxicological and energy response functions of river hydrobionts to the complex of natural and anthropogenic factors action was determined. The established regularities of the reaction are used in calculating the ecological safety index for the Southern Bug River.

On the example of the Mykolaiv region of Ukraine, the causal relationships between the industrial complex of man and the natural environment, which determine the low current value of the proposed index, are analyzed. It was established that the determining



factor for the formation of ecological safety of the water ecosystem and the surrounding socioecological systems is the level of damming in the basin.

In the R environment and MS Excel, the degree of correlation between river water flow and its hydrochemical parameters is determined. Using the methods of statistical analysis, it has been proved that the water content of the investigated aquatic ecosystem is reduced.

A nine-step algorithm for determining the level of ecological safety of natural and socioecological systems, using the method of toxic-energy response, was developed. The plan-situational algorithm for ensuring environmental safety was substantiated. The man-made risk for an industrial object in the river basin (for the South-Ukrainian Nuclear Energy Complex) was determined. The methodologies of calculating the size of ecological damage for water ecosystems in the energy equivalent are proposed. The limits of nature use are grounded and the estimated volumes of ecosystem services of the river are determined. The efficiency of using the index of oxidation-reduction potential of natural waters for the estimation of their quality level and the state of the ecological system in general was investigated.

The results of the analysis of international environmental law prove that the providing of ecological safety should take a priority place in the system of socioecosystems sustainable development.

**Keywords:** ecological safety level, water ecosystem, method of toxic-energy response, stenobionts, energy niche, ecological risk, providing algorithm.

## ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ.....	12
ВСТУП.....	13
РОЗДІЛ 1. АНАЛІЗ ПРОБЛЕМИ ОЦІНЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА .....	20
1.1. Місце екологічної безпеки у системі сталого розвитку .....	21
1.2. Чинники, що визначають пріоритет безпеки водних екосистем в розвитку ...	26
1.3. Технічні аспекти оцінювання екологічної складової розвитку регіону .....	30
1.4. Законодавче забезпечення екологічної безпеки в Україні.....	34
1.5. Сучасні методи визначення рівня екологічної безпеки соціоекологічних та природних систем.....	38
1.6. Висновки до першого розділу.....	49
РОЗДІЛ 2. РОЗРОБЛЕННЯ ТЕОРЕТИКО-МЕТОДОЛОГІЧНОГО ПІДХОДУ ДО ОЦІНЮВАННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПРИРОДНИХ СИСТЕМ.....	50
2.1. Формування теоретичної основи оцінювання рівня екологічної безпеки природних систем.....	50
2.2. Нормативний підхід до регулювання рівня антропогенного навантаження: методологічні ніші та шляхи вдосконалення .....	55
2.3. Розроблення методу оцінювання екологічної безпеки екосистеми за токсико- енергетичним відгуком біотичних компонентів .....	59
2.4. Територіальні особливості об'єкту дослідження та технічне оснащення.....	72
2.6. Висновки до другого розділу .....	79
РОЗДІЛ 3. ОЦІНЮВАННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ РЕГІОНУ МЕТОДОМ ТОКСИКО-ЕНЕРГЕТИЧНОГО ВІДГУКУ.....	80
3.1. Наслідки незбалансованого водокористування у соціоекосистемі (на прикладі Миколаївського регіону) .....	80
3.2. Стенобіонтна складова методу оцінки рівня екологічної безпеки водної екосистеми .....	97

3.3. Енергетична складова методу оцінки рівня екологічної безпеки водної екосистеми .....	109
3.4. Перспективи використання показника окисно-відновного потенціалу поверхневих вод для оцінки якості водного середовища .....	116
3.5. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище за функцією відгуку організму .....	122
3.6. Висновки до третього розділу .....	128
<b>РОЗДІЛ 4. ЗАСТОСУВАННЯ МЕТОДУ ТОКСИКО-ЕНЕРГЕТИЧНОГО ВІДГУКУ В СОЦІОЕКОСИСТЕМІ РЕГІОНУ .....</b>	<b>130</b>
4.1. Визначення екологічних ризиків водозабезпечення для промислових об'єктів регіону (на прикладі ЮУ АЕС) .....	130
4.2. Оцінювання ефективності методу токсико-енергетичного відгуку в процесі забезпечення екологічної безпеки соціоекосистеми регіону .....	146
4.3. Висновки до четвертого розділу .....	154
<b>ВИСНОВКИ .....</b>	<b>155</b>
<b>СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ .....</b>	<b>157</b>
<b>ДОДАТКИ .....</b>	<b>185</b>

## ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ

АЕС – атомна електростанція;

АЕК – атомний енергокомплекс;

ВБ – Всесвітній Банк

ВВП – валовий внутрішній продукт;

ВНП – валовий національний продукт;

ГЕС – гідроелектростанція;

ГДК – гранично допустима концентрація;

ЕХ – екологічна характеристика;

ІЕБ – індекс екологічної безпеки;

ІЗВ – індекс забруднення води;

НТП – науково-технічний прогрес;

ОВП – окисно-відновний потенціал;

ООН – Організація Об'єднаних Націй;

ОЕ – Оцінка екосистем;

ПАР – поверхнево активні речовини;

ПСР – показник сталого розвитку;

СЕС – соціоекологічна система;

СПАР – синтетичні поверхнево активні речовини;

ФАР – фотосинтетична активна радіація;

HDI – Human Development Index;

SWP – settlement water potential (водний потенціал поселення).

## ВСТУП

**Актуальність теми.** Тематика наукових робіт останніх десятиріч все частіше спрямовується на пошук оптимальних умов взаємодії господарського комплексу людини та екологічних систем. Сьогодні, з огляду на пролонговане погіршення стану навколишнього середовища в більшості регіонів України, можна зробити висновок, що зі збереженням сучасних підходів до оцінювання впливу на довкілля та визначення рівня екологічної безпеки відповідних соціоекосистем, якість життя і здоров'я людей з великою долею імовірності не покращиться. Набагато складніше буде відмовитись від екстенсивних моделей виробництва та змінити ставлення до природних ресурсів, не знаючи генезису причинно-наслідкових зв'язків негативних явищ і процесів.

Необхідність розв'язання проблеми комплексного оцінювання рівня екологічної безпеки природних та соціоекосистем суттєво зумовлена тим, що більшість сучасних офіційних міжнародних (Environmental Sustainability Index, Environmental Performance Index, Ecological Footprint, Happy Planet Index, Resource and Environment Performance Index) та вітчизняних (індекс забруднення води, ґрунтів, атмосфери, комбінаторний індекс забрудненості, методика НДІ ім. Ерісмана з чотирма критеріями забруднення та комплексна екологічна класифікація якості поверхневих вод суші та ін.) індексів визначення стану навколишнього середовища, які базуються на використанні поняття гранично допустимої концентрації, не фіксують цього погіршення, або роблять це лише частково. З огляду на це, більшої вагомості в системі забезпечення екобезпеки набувають методи біоіндикації, біотестування, які побудовано на основних законах біосфери, з безпосередньою прив'язкою до природних умов конкретних соціоекосистем.

На вітчизняному рівні питання оцінювання екологічної безпеки вивчали представники київської, кременчуцької, харківської, одеської, львівської, вінницької та інших наукових екологічних шкіл України, здобутки яких враховано у роботі.

З огляду на закономірності колообігів речовин у довкіллі та концентраційні властивості водного середовища, особливу увагу в процесі забезпечення екологічної безпеки на регіональному та локальному рівнях необхідно приділяти водним екосистемам. Вони відіграють ключову роль в функціонуванні соціоекологічних систем, є природними очисними і трансформаційними буферами хімічних, фізичних та біологічних факторів. У розрізі вище викладеного, актуальною задачею нині є розроблення нових методів комплексного оцінювання рівня екологічної безпеки соціоекосистем, побудованих на визначенні токсико-енергетичних відгуків (або екологічних характеристик) біотичних компонентів водних екологічних систем.

**Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.** Дисертаційне дослідження здійснювалося в рамках виконання фундаментальної науково-дослідної роботи (номер державної реєстрації 0114U004572) «Теоретичні основи визначення індикаторів та коефіцієнтів вагомості екологічних індексів в системі сталого розвитку Південного регіону України» кафедрою екології та природокористування Чорноморського національного університету імені Петра Могили.

**Мета і завдання дослідження.** Метою дисертаційного дослідження є розроблення методу комплексного оцінювання безпеки водної екологічної системи шляхом встановлення токсикологічного відгуку її стенобіотичної складової та показників енергопродуктивності.

Для досягнення мети передбачено виконання таких завдань:

1) проаналізувати теоретичний та практичний аспекти оцінювання рівня екологічної безпеки водних екосистем в контексті переходу регіонів України до сталого (збалансованого) розвитку;

2) визначити основні теоретичні підходи та етапи оцінювання рівня екологічної безпеки екосистеми річки (на прикладі річки Південний Буг у її нижній течії) та розробити програму експериментальних досліджень її біотичної складової;

3) встановити наслідки від незбалансованого водокористування у соціоекосистемі (на прикладі Миколаївської області), з метою доведення

репрезентативності екологічної безпеки регіону станом місцевих водних екосистем, зокрема визначенням економічних та екологічних збитків;

4) розробити метод комплексного оцінювання рівня екологічної безпеки систем регіонального та локального масштабу на основі токсикологічних та енергетичних функцій відгуку біотичних компонентів водних екосистем;

5) оцінити ефективність методу токсико–енергетичного відгуку з позицій стратегічного використання екосистемних послуг річки для населення та промислового комплексу у процесі забезпечення екологічної безпеки.

**Об’єкт дослідження** – екосистема гирлового комплексу річки Південний Буг.

**Предмет досліджень** – визначення рівня екологічної безпеки регіону на основі токсико-енергетичного відгуку біотичних компонентів водної екосистеми (на прикладі гирлового комплексу річки Південний Буг у межах Миколаївської області).

**Методи досліджень.** Експериментальні токсикологічні дослідження виконували в лабораторних умовах; польові – з використанням методів біоіндикації. Метод математичного моделювання використано для аналізу отриманих експериментальних даних токсикологічних досліджень (логістична залежність описана рівнянням Ферхюльста), вивчення регіональних закономірностей потоків речовини та енергії з метою підтвердження процесів деградації екологічної системи регіону, виявлення причин (головних чинників шкоди), визначення господарського (екологічного) ризику та збитків. Формалізацію результатів моделювання виконано з використанням програмно-функціонального забезпечення MS Excel, Graph та статистичного середовища програмування R. Дослідження багаторічної динаміки стоку річки Південний Буг здійснено методами статистичного аналізу. Нормування антропогенного навантаження проведено на основі аналізу екологічних характеристик гідробіонтів методом їх чисельного диференціювання.

**Наукова новизна одержаних результатів:**

*уперше:*

–розроблено метод комплексного індексного оцінювання рівня екологічної

безпеки водних систем регіонального рівня на основі речовинних та енергетичних закономірностей їх функціонування (на прикладі річки Південний Буг). В основу методу токсико–енергетичного відгуку покладено використання токсикологічних та енергетичних функцій відгуку стенобіонтів, як найчутливіших до антропогенного впливу живих компонентів довкілля, і ланок ланцюга живлення водної екосистеми відповідно. Це дало змогу врахувати динаміку синергетичних та кумулятивних ефектів дії негативного чинника у навколишньому середовищі та оптимізувати процес оцінювання рівня екологічної безпеки;

–оцінено цілісність і збалансованість енергетичної структури водного об’єкту введеним поняття «енергетичної ніші» біологічного виду (групи видів) в екологічній системі, що дозволило обґрунтувати межі природокористування для господарського комплексу;

*вдосконалено:*

–прогнозні моделі гідрологічних, гідрохімічних та гідробіологічних явищ і процесів на основі статистичного аналізу закономірностей гідрологічного режиму річки Південний Буг, що дало можливість конкретизувати значення екологічного та техногенного ризиків для елементів соціоекосистеми;

*набули подальшого розвитку:*

–методологічні підходи до визначення екологічних та економічних збитків від незбалансованого використання екосистемних послуг, враховуючи біосферні закони оптимуму, ускладнення та розподілу енергії. Це підтвердило коректність результатів розробленого методу індексного оцінювання рівня екологічної безпеки;

–теоретичні аспекти щодо неспроможності нормативної концепції оцінювання антропогенного впливу на навколишнє середовище визначати рівень екологічної безпеки соціоекологічних систем з урахуванням синергетичних і кумулятивних ефектів взаємодії забруднювальних речовин і чинників довкілля.

**Практичне значення одержаних результатів.** Визначення рівня екологічної безпеки розробленим методом токсико–енергетичного відгуку біотичних компонентів водних екосистем, на відміну від сучасних нормативних індексних



методик, якісніше характеризує стан збалансованості природокористування у соціоекосистемі. Визначений індекс екологічної безпеки для частини басейну в діапазоні  $0 < ІЕБ < 1$  набуває значення близькі від 0,2 (токсикологічний відгук) до 0,3 (енергетичний відгук), що свідчить про кризовий екологічний стан річки. Аналогічні нормативні методи оцінювання стану водної екосистеми мають значення 1,0–2,0 і характеризують її як помірно забруднену впродовж тривалого періоду часу.

Наукові та практичні результати дисертаційної роботи впроваджено (додатки А, Б, В, Г, Д):

1) у роботу комунальної установи Миколаївської міської ради «Агенція розвитку Миколаєва» (акт впровадження від 12.09.2017, вих. №1209);

2) у роботу Регіонального ландшафтного парку «Тилігульський» (акт впровадження від 05.06.2017);

3) у роботу Національного природного парку «Вижницький» (акт впровадження від 10.08.2017);

4) під час виконання фундаментальної науково-дослідної роботи (номер державної реєстрації 0114U004572) «Теоретичні основи визначення індикаторів та коефіцієнтів вагомості екологічних індексів в системі сталого розвитку Південного регіону України» у 2014–2017 роках;

5) у навчальний процес Чорноморського національного університету імені Петра Могили у курсах дисциплін «Екологія промисловості та транспорту Причорномор'я», «Екологічна безпека» (напрямок підготовки 6.040106 «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування») та «Системний аналіз якості навколишнього середовища» (спеціальність 101 «Екологія»).

**Особистий внесок здобувача.** Здобувачем встановлено проблематику дослідження, розроблено метод оцінювання рівня екологічної безпеки водних екосистем. Експериментальні та польові дослідження виконувалися самостійно. Планування експериментальних досліджень, формулювання ідей та гіпотез, обґрунтування основних теоретичних положень та висновків дисертації виконано

під керівництвом кандидата технічних наук, доцента В. І. Андрєєва.

**Апробація результатів дисертації.** Основні положення дисертаційного дослідження та практичні результати оприлюднено на конференціях: XVIII Міжнародна науково-практична конференція студентів, аспірантів і молодих учених «Екологія. Людина. Суспільство», м. Київ (2015 р.); Міжнародна науково-практична конференція «Ольвійський форум: стратегії країн Причорноморського регіону в геополітичному просторі», м. Миколаїв (2015–2017 рр.); V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2015), м. Вінниця (2015 р.); XII Міжнародна науково-практична конференція «Проблеми екологічної безпеки», м. Кременчук (2015 р.); Всеукраїнська науково-методична конференція «Могилянські читання: досвід та тенденції розвитку суспільства в Україні: глобальний, національний та регіональний аспекти», м. Миколаїв (2015, 2016 рр.); VIII Миколаївські міські екологічні читання «Збережемо для нащадків», м. Миколаїв (2015 р.); Міжнародна науково-практична конференція «Екологічні засади збалансованого регіонального розвитку», м. Івано-Франківськ (2016 р.); Міжнародна наукова конференція молодих вчених «Сучасний стан та якість навколишнього середовища окремих регіонів», м. Одеса (2016 р.); Науково-практична конференція «Стратегії сталого розвитку: на шляху до сильнішої громади», м. Сєверодонецьк (2016 р.); Науково-практична конференція з міжнародною участю «Екологічна безпека поселення та регіону як основа державної безпеки», м. Миколаїв (2016 р.); Всеукраїнська науково-практична конференція «Проблеми техногенно-екологічної безпеки: освіта, наука, практика», м. Харків (2016 р.), XI Всеукраїнська науково-практична конференція молодих учених та студентів «Екологічна безпека держави», м. Київ (2017 р.); Четвертий студентський Конгрес «Захист навколишнього середовища. Збалансоване природокористування», м. Львів (2017 р.).

**Публікації.** Основні положення дисертації опубліковано у 26 наукових працях, з яких: 10 статей (6 – у фахових наукових виданнях з переліку МОН України з технічних наук, у т. ч. 3 – індексуються міжнародною наукометричною базою Scopus; 1 – у міжнародній колективній монографії; 3 – у інших наукових

виданнях); 16 матеріалів та тез доповідей на міжнародних та всеукраїнських конференціях.

**Структура та обсяг дисертаційної роботи.** Дисертаційна робота складається зі вступу, 4 розділів основної частини, загальних висновків, списку використаних джерел і додатків. Текст дисертації містить 10 таблиць, 39 рисунків, 20 формул. Загальний об'єм роботи – 196 сторінок, з яких 156 – основна частина. Список літератури містить 237 джерел.

## РОЗДІЛ 1.

# АНАЛІЗ ПРОБЛЕМИ ОЦІНЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

Питання визначення рівня екологічної безпеки навколишнього середовища ґрунтовно почали вивчати у другій половині ХХ століття, зокрема після Стокгольмської конференції 1972 року. Погіршення здоров'я населення промислових центрів викликало потребу у методах контролю за рівнем антропогенного впливу на навколишнє середовище.

Нині можна виділити декілька напрямів, які є основними в галузі оцінювання рівня екологічної безпеки: це нормативний підхід, в основі якого є використання поняття «гранично допустимого значення»; біоіндикація; біотестування; використання геоінформаційних методів і систем. Кожна група має певний набір методів, які містять формули, таблиці, класифікаційні ознаки, програми експериментів, технічне обладнання та інші складові. По відношенню один до одного вони мають як переваги, так і недоліки, які можна пояснити певним рівнем наукового суб'єктивізму. Значний вплив на виокремлення означених груп має диференціювання наукових знань, що у підсумку призводить не до синтезу, а ще вужчої спеціалізації кожного із них. Нині ж виникає потреба у протилежному.

З огляду на те, що міжнародна спільнота, з Україною в тому числі, ухвалила низку документів по сталому розвитку як основної концепції розвитку в найближчому майбутньому, і досить високо задекларувала значення його екологічної складової, обов'язковим вважаємо комплексний аналіз цих джерел у поєднанні зі здобутками наукової спільноти світу. Це дозволить визначити місце екологічної безпеки у всеохоплюючому процесі побудови гармонійних взаємовідносин у соціоекосистемі і виокремити проблемні ніші, які залишились неврахованими, невивченими або помилковими в галузі оцінювання її рівня.

## 1.1. Місце екологічної безпеки у системі сталого розвитку

Проблема забезпечення та оцінювання сталого розвитку нині є дуже актуальною. Підтвердженням цього є численні офіційні документи різного рівня та наукові роботи вчених багатьох країн світу. Пояснюється це зростанням антропогенного навантаження на біосферу, що найбільш яскраво проявляється через експоненціальне зростання кількості населення та, у більшості країн світу, наслідками екстенсивного ведення господарства. Зокрема у [204] зазначено, що багато країн, особливо із групи з високим індексом людського розвитку, сьогодні розвиваються шляхом несталого розвитку. Наприклад, зі 140 країн, за наявними статистичними даними, у 82 такий індекс розвитку як «екологічний слід» перевищує глобальні відновлювальні можливості Землі.

Особливо важливим це питання є для України, яка в даний час намагається знайти оптимальний шлях розвитку в умовах пролонгованого нестабільного економічного, соціального, екологічного стану території держави. Саме ресурсоемність промисловості, за висновками [100], є однією з основних причин значного негативного впливу людини на довкілля.

Якщо від початку незалежності нашої держави спостерігалися підйоми економічних показників, наприклад у 2000-2007 та 2010-2013 роках, то стан навколишнього природного середовища постійно погіршувався. Тільки темпи цього процесу були різної швидкості. І незалежно від того, які і якої якості програми розвитку в екологічній сфері приймалися, які люди були на керуючих посадах, завжди прослідковувався регрес стану довкілля. Звідси важливо підкреслити – економіці ніяким чином не можна надавати пріоритети в розвитку, адже вона є природною складовою сутності людини, яка сама є частиною природи.

Питаннями теоретичного та практичного забезпечення сталого розвитку, гармонійного співіснування людини і природи, займалися такі вітчизняні вчені як В. М. Згуровський, В. М. Трегобчук, С. І. Дорогунцов, В. М. Шмандій, М. А. Голубець, В. В. Добровольський, І. М. Джигирей, О. М. Ральчук, та багато інших вчених.

Кожний із дослідників по-своєму обґрунтовує роль та місце людини у процесі переходу до сталих моделей господарювання. Однак основною і переважаючою думкою є те, що соціально-економічний розвиток має бути побудований на врахуванні продуктивних можливостей біосфери без порушення її цілісності та закономірностей функціонування на глобальному та локальному рівнях. Зокрема у [159] зазначено, що «природоохоронні, екологічнобезпечні й ресурсозберігаючі напрями НТП повинні бути пріоритетними в усіх галузях і сферах економіки».

Одним із ключових висновків міжнародної спільноти, яке покладено в основу даного дослідження є те, що людина – частина природи [30]. У п. а та б Всесвітньої хартії природи вказується на те, що потреби кожної людини можна задовольнити тільки у випадку забезпечення відповідного і безперервного функціонування природних систем, які є джерелом енергії та поживних речовин. Людство значною мірою залежить від тих природних ресурсів, які виробляють екосистеми.

В розрізі цього, відзначимо п.7 документу [30], який дозволив провести паралелі між вимогами Організації Об'єднаних Націй (ООН) до охорони природи та станом справ у вітчизняній нормативній базі. У ньому задекларовано, що при плануванні і провадженні діяльності у сфері соціально-економічного розвитку необхідно належним чином враховувати, що охорона природи є складовим елементом цієї діяльності. У п.16 сказано, що під час розробки будь-якого плану розвитку, стратегія охорони природи має бути однією із його основних складових.

У документах «Порядок денний на XXI століття» та «Майбутнє, якого ми прагнемо» підтверджено прилеглисть до викладених вище положень. У першому – принципами 4 (для досягнення сталого розвитку, охорона навколишнього середовища має бути невід'ємною складовою процесу розвитку і не може розглядатися окремо від нього) та 25 (світ, розвиток і охорона довкілля є взаємозалежними і неподільними), а у другому – пунктами 1, 5, 6 та 7.

Однак найбільш вагомими, з точки зору значення екологічної складової у розвитку людства, є висновки програми ООН «Оцінка екосистем на порозі тисячоліття» (ОЕ). На відміну від інших документів, у результатах ОЕ викладено основний «екологічний» понятійно-категоріальний апарат, оцінено ступінь впливу

змін стану екосистем на добробут людини і визначено наукові основи прийняття заходів, необхідних для посилення природоохоронної діяльності і сталого використання цих екосистем [99].

Так, у [190] визначено, що екосистема – це динамічний комплекс угруповань рослин, тварин та мікроорганізмів і неживого оточуючого середовища, які взаємодіють між собою як функціональна єдність. Вони можуть значно варіюватися за розмірами. Наприклад, тимчасова калюжа, дупло дерева і басейн океану являють собою екосистеми. Аналогічні за змістом формулювання зустрічаємо також у [1, 17, 41, 50, 106, 148]. Люди є інтегральною частиною екосистем. Тобто не можна розглядати їх окремо від довкілля.

У джерелі [190] знаходимо тлумачення поняття «екосистемні послуги» («ecosystem services»). За визначення ООН, це вигоди, які люди отримують від екосистем. Вони включають забезпечуючі (продовольство та вода) регулюючі (регулювання повітря, посух, деградації земель і захворювань) підтримуючі (грунтоутворення і колообіг поживних речовин) і культурні (рекреаційні, духовні, релігійні та інші нематеріальні вигоди) [190].

Відзначимо наявність тлумачення поняття «екологічної безпеки» у ОЕ. Під ним розуміється мінімальний рівень екологічних ресурсів (екологічно безпечний залишок), що забезпечує сталий потік екосистемних послуг [190]. Необхідно звернути увагу на наступний аспект: при поєднанні слова «мінімальний» і словосполучення «екологічно безпечний залишок» зміст екологічної безпеки повністю відповідає вимогам антропоцентричної моделі розвитку людства (коли людина визнана центральним елементом піклування в процесі розвитку), а не сталим моделям природокористування. Останні мають на увазі раціоналізацію та економічну доцільність використання будь-якого природного ресурсу. Тому, при аналізі наведеного ОЕ поняття, виникає інша проблема – не можна спрогнозувати, що буде з екологічною системою, якщо її протягом тривалого часу тримати на мінімумі, необхідному для продукування певного ресурсу. По аналогії, якщо тривалий час експлуатувати двигун автомобіля на низьких обертах для того, щоб

перевезти максимально можливу кількість вантажу, у недалекому майбутньому це призведе до виходу з ладу технічного пристрою.

Поняття «безпека» окремо тлумачиться авторами ОЕ як доступ до ресурсів, відсутність ризику і можливість жити в передбачуваному та контрольованому середовищі [190]. І об'єктом безпеки у цьому визначенні є людина, а не екосистема.

У іншому підсумковому звіті програми ООН під безпекою розуміється безпечний доступ до природних та інших ресурсів, особисту безпеку і захищеність від природних та антропогенних катастроф [221]. З контексту очевидно, що це визначення «безпеки» також орієнтоване на людину.

У ряді документів підкреслено наслідки від неврахування екологічної складової у процесі планування розвитку. Так, у [190] зазначено, що внаслідок інерції як екологічних, так і людських систем наслідки сьогоденних екосистемних змін можуть не відчуватися протягом десятиріч. Забезпечення сталості екосистемних послуг потребує повного розуміння і мудрого управління взаємовідносинами між людською діяльністю, екосистемними змінами і благополуччям у короткостроковій, середньостроковій та довгостроковій перспективі [190]. Нераціональне, за визначенням [117], управління і відсутність безпеки може підірвати прогрес в економічних, соціальних та екологічних цілях.

У [107] говориться про те, що за останні десять років у світі, зокрема і на міжнародному рівні, були прийняті важливі кроки з реформування природоохоронної політики, законів та установ. Однак ці реформи не дозволили вирішити задачу по зменшенню ризику нанесення шкоди здоров'ю людини і деградації екосистем. Тому нині існує потреба в пріоритезації існуючих природоохоронних планів і стратегій [190].

Інший бік досліджуваної проблеми полягає у тому, що більшість «моделей соціальних систем» фокусуються на економічній ефективності і оптимальності з точки зору технології використання природних ресурсів [190]. Для того, щоб добути природний ресурс і отримати користь від його використання, необхідно не порушувати умов його утворення у довкіллі. Відтак можна казати про тісний взаємозв'язок добробуту людства і безпеки природних систем.



На цей рахунок у 2012 році у Ріо-де-Жанейро була підкреслена необхідність непорушення природних екологічних процесів, які забезпечують підтримку систем виробництва продовольства [п.111, 195]. У джерелі [99] говориться про те, що захист природного багатства вже не можна розглядати як один з варіантів. Цей захист повинен прийняти пріоритетне значення, яке в даний час відводиться питанням створення національного багатства або забезпечення нацбезпеки.

Людство, за визначення В. І. Вернадського [25], ще у першій половині ХХ століття стало «другою (після природи) геологічною силою» в біосфері, діяльність якої значно змінює навколишні ландшафти, кількість та якість ресурсів довкілля. Так, у [96] пропонується принцип екологічно безпечного співіснування людини і природи – людина, як один із біологічних видів, не має права на знищення (мається на увазі вимирання) інших. Можна дистанціюватися від природи, але неможливо це зробити по відношенню до тих послуг, які вона надає. Всі вигоди, одержувані від освоєння природи, були досягнуті за рахунок виснаження її ресурсів [99].

Історія розвитку людства – це історія зміни природних систем планети задля забезпечення ще більш зручного і комфортабельного способу життя та задоволення потреб постійно зростаючого населення. Разом з тим, протягом всієї історії людства, як відзначено у [99], ще не було періоду, під час якого зміни в біологічному механізмі нашої планети носили б настільки інтенсивний характер, як у другій половині ХХ століття. Наприклад, об'єм водозабору з річок та озер для зрошення полів, задоволення потреб промисловості та водопостачання домашніх господарств після 1960 року подвоївся. Обсяг води, що огорожена дамбами, за той же період виріс у чотири рази, і в даний час в штучних водоймах міститься більша кількість води, ніж у вільно текучих річках [99].

Резюмуючи вище наведений аналіз інформації, можна зробити висновок, що необхідність захисту екосистемних послуг, навряд чи буде користуватися пріоритетною увагою до тих пір, поки їх використання буде позиціонуватися як безкоштовне і нескінченне. Ефективною буде та політика, яка в контексті всіх економічних рішень буде враховувати пов'язані з ними витрати для живої природи.

Справедливим вважаємо ототожнення понять «екологічна складова сталого розвитку» та «екологічна безпека» з огляду на те, що остання формує базу існування першого, і у тій чи іншій мірі присутня у кожній сфері діяльності людини. І найголовніше те, що не зважаючи на появу нових нормативів та стандартів в галузі охорони навколишнього середовища та природокористування, погіршення його стану продовжується. Тому необхідним є обґрунтування пріоритетності екологічної безпеки в процесі розвитку соціоекосистем та розроблення нових методів її оцінювання.

## **1.2. Чинники, що визначають пріоритет безпеки водних екосистем в розвитку**

У міжнародному праві галузевим проблемам природокористування приділено досить значну увагу. Однак особливе місце, в даному випадку, посідає питання забезпечення функціональної цілісності водних екосистем, значення яких в житті людини важко переоцінити.

За висновками [1], практика показує, що за винятком аварійних викидів особливо небезпечних речовин в атмосферу при несприятливих метеорологічних умовах, найбільший внесок у формування негативних наслідків забруднення середовища для населення припадає на питну воду і продукти харчування.

За даними Всесвітньої організації охорони здоров'я, близько 80% усіх захворювань людей залежать від якості питної води [32, 177], що особливо актуальним є для держав, що розвиваються [231], до яких входить й Україна.

У [178] вказується на скорочення розмірів і деградацію водно-болотних угідь і заплав, що призводить до зниження їх природної здатності слугувати буфером для повеней або пом'якшувати їх наслідки. Пункти 8, 32, 119 [31], поряд із першочерговістю людських потреб у воді, акцентують увагу на тому, що споживацький підхід є незадовільним і має бути переорієнтований на такий, що забезпечить нормальне функціонування водних екосистем і дозволить підтримувати необхідний гідрологічний режим боліт, озер, річок і берегових районів, природного комплексу, на якому побудоване людське суспільство.

За результатами наукових досліджень [80] виявлено, що тривале надходження у водні об'єкти забруднюючих речовин разом зі стічними водами може викликати «хронічну токсичність води». Тобто йде мова про високу імовірність незворотних процесів у водній екосистемі і порушення її властивостей самовідновлення.

У джерелах [104, 143] сказано, що вода має соціальну, економічну та екологічну цінність, тому управління водогосподарською діяльністю варто здійснювати так, щоб забезпечити найбільш задовільне і стійке їх поєднання.

У п.18.8 «Порядку денного на XXI століття» [118] зазначено, що в основу комплексної експлуатації водних ресурсів має бути покладено поняття про воду, як невід'ємну частину екосистеми, одне з видів природних ресурсів, соціального та економічного блага, характер використання якого визначається його кількістю і якістю. В процесі освоєння водних ресурсів першочергову увагу необхідно приділяти задоволенню основних потреб і забезпечити збереженість екосистем.

У доповіді Генерального Секретаря Е/С.7/1996/6 [161] увага наголошується на тому, що при подальшому споживацькому науково необґрунтованому використанні водних ресурсів під загрозою знаходиться постачання питної води і здоров'я майбутніх поколінь, продовольча безпека населення планети, стан водних екосистем, біологічне різноманіття. Як наслідок, це може викликати кризу водних ресурсів. Виникає необхідність пошуку шляхів і механізмів збереження екосистем у розрізі швидкого зростання кількості населення і антропогенного навантаження на навколишнє середовище, головним чином технічними засобами виробництва товарів та послуг. Одним із заходів, які можуть змінити баланс взаємовідносин людини і водних екосистем у кращу сторону, є розроблення методів, які оцінюють та характеризують взаємозв'язок людської діяльності і водних ресурсів [178].

У п. 119 документу «Майбутнє, до якого ми прагнемо» зазначено, що водні ресурси є одними з наріжних питань сталого розвитку, оскільки вони тісно пов'язані з рядом ключових загальносвітових проблем. Пунктом 150 закріплено значення океанів, морів і прибережних районів: вони є невід'ємними і вагомими компонентами біосфери і відіграють критично важливу роль в її збереженні [195].

У джерелі [137] звертається увага на те, що на глобальному рівні інтенсивність споживання відновлюваних ресурсів, зокрема прісної води, досі перевищує їх природні темпи відновлення, що є недопустимим і потребує покращення практики їх використання. У документі E/CN.17/1997/9 [31] пунктом 6 також чітко визначається проблема надмірного споживання води, через що стік ряду великих річок зменшується вниз за течією і водокористувачі вниз за течією відчують дефіцит водних ресурсів, страждають водні та прилеглі екосистеми.

У документі E/C.7/1998/5 акцентовано увагу на необхідності використання комплексного підходу при розв'язанні проблем експлуатації водних ресурсів, оскільки секторальний підхід може призвести до незворотної їх деградації. У доповіді зазначено, що безперервний моніторинг стану навколишнього середовища має вирішальне значення для соціально-економічного планування на національному та регіональному рівнях. Адже будь-які наукові дослідження не можуть існувати без масиву фактичних даних і однією з супутніх задач при розв'язанні питання моніторингу є забезпечення доступу науковців, науково-дослідних установ та організацій до баз інформацій [29].

Документом [28] на міжнародному рівні стверджується, що річка повинна текти. Тільки за таких умов можливим буде задоволення біологічних та промислових потреб людей у воді. Створення ж водосховищ для потреб іригації викликає низку екологічних проблем, що можуть призвести до загибелі річки [220].

У басейні річки Південний Буг в межах Миколаївської області, в якій, за даними Державного комітету статистики України, найменше питоме споживання свіжої води серед областей півдня України – 183,3 м<sup>3</sup>/рік на одну особу. При тому, що 2000 м<sup>3</sup> води на рік (підземні та поверхневі прісноводні ресурси) визначено як найнижчу межу водності регіону, яка є необхідною для забезпечення добробуту однієї людини і сталого розвитку [220].

За висновками [220], люди, що проживають на посушливих землях – щонайменше 90% яких живуть у державах, що розвиваються – в середньому відстають від іншого світу за рівнем добробуту і показникам розвитку.

У п.19 та 25 документу Е/С.14/2000/3 [109] стверджується і доводиться думка, що всі екосистеми знаходяться у повній залежності від водних ресурсів, тому раціональне чи нераціональне їх використання може негативно відобразитися на прилеглих екосистемах. У п. 23 говориться про те, що потоки водних ресурсів змінюються «за законами природи». Беручи це до уваги, актуальними є пошук технологій використання будь-якого ресурсу, які б не порушували цих законів.

Питання збереження водних екосистем має ґрунтуватися на попередженні і прямих, і побічних (непрямих) змін у екосистемах [п. 25, 109]. У той же час, водні ресурси є необхідним, але не винятковим фактором, якому необхідно приділяти увагу при використанні і збереженні екосистем, що є підтвердженням дотримання принципів комплексного (системного) підходу до використання водних ресурсів. Актуальним стає питання дослідження видового та кількісного складу гідробіонтів, як одного з важливих складових процесу оцінювання стану водної екосистеми.

У [109] виявлено причини повільного впровадження системного підходу у сфері водокористування. Так, у п.32 зазначено, що комплексний підхід ускладнений великими концептуальними відмінностями між спеціалістами водного господарства і спеціалістами у сфері охорони навколишнього середовища, що перешкоджає веденню конструктивного діалогу.

Нині важливо усвідомити цінність водних ресурсів і екосистем для розвитку життя та людської цивілізації, і необхідність переорієнтації пріоритетів з соціальної та економічної складових розвитку на екологічну [10].

Означені фактори, які доводять пріоритетність забезпечення екологічної безпеки водних екосистем, ніяким чином не зменшують значення для людини і природи інших оболонок та ресурсів Землі. Такий підхід пояснюється чутливістю водних об'єктів до забруднення, їх поширеністю, особливостями фізіологічної будови більшості живих організмів, фізичними та хімічними властивостями цієї природної речовини. Іншими словами, водні екосистеми є своєрідним спільним знаменником біотичних та абіотичних компонентів біосфери.

Використання водних екосистем для характеристики екологічної безпеки регіону пропонується у [91], що також актуалізує досліджуване питання.

Багатофакторність формування рівня екологічної безпеки природних та соціоекологічних систем доводить відсутність та необхідність розробки методів її оцінювання, які побудовані на принципах комплексності, інтегрованості, репрезентативності (показовості), простоти використання та інтерпретації результатів. З огляду на це, логічним вважаємо вибір водних екосистем в якості основного об'єкту дослідження в процесі комплексного оцінювання рівня антропогенного навантаження на навколишнє середовище в масштабі регіону.

### **1.3. Технічні аспекти оцінювання екологічної складової розвитку регіону**

У ряді документів Програми розвитку Організації Об'єднаних Націй підкреслюється, що з кожним роком зростає необхідність виміру за певними показниками аспектів життєдіяльності та розвитку людства [97, 103, 200, 206].

Відповідно до проведеного дослідження, їх кількість варіюється від 54 (ООН, [208]) до 1357 (ВБ, [205, 235]).

У документі [235] ООН для 187 країн світу був вирахований індекс розвитку людства (Human Development Index) у вигляді безрозмірного числа в діапазоні від 0 до 1. Для його обчислення бралися до уваги чотири показники – тривалість життя, навчання у школі, прогнозована тривалість навчання протягом усього життя, значення валового національного продукту (ВНП, доларів) [138, 235].

Безперечно, що результат у вигляді числа, яке характеризує певний процес людського розвитку чи діяльності можна вважати значним досягненням. Однак, на цьому процес оцінювання зупиняється: отримані розрахунки по кожній державі за певним набором індикаторів систематизуються у таблиці і надаються громадськості для ознайомлення на офіційному сайті міжнародної організації. Відтак, не відомо – чи це проміжний етап у представленні остаточного результату чи завершальний у методиці визначення індексу розвитку.

В багатьох випадках результат є лише частково репрезентативним по відношенню до досліджуваного об'єкту, бо держави із двох наданих їм рекомендацій від міжнародних організацій найчастіше використовують тільки одну – розроблений перелік чи систему індикаторів просто імплементують у свою

законодавчу базу. У той час як Принцип 2 Декларації ООН з навколишнього середовища та розвитку [118] чітко говорить про те, що уряди мають враховувати місцеві (власні) умови розвитку при його подальшому плануванні та оцінюванні.

Аналіз міжнародних доповідей та джерел інформації [138, 204, 205, 208, 209, 235] на предмет якісного характеру індикаторів (економічні, соціальні, екологічні) довів, що нині увага акцентується на соціально-економічних показниках розвитку, у той час як екологічні відсунено на другий план. Крім цього, у поясненнях до текстів доповідей та статистичних звітів не знайдено пояснення універсальності індикаторів. Досить імовірно, що темпи розвитку розвинутих країн (регіонів) вони характеризують краще, ніж держав, що розвиваються.

Оскільки було встановлено, що екологічна складова розвитку визнана на міжнародному рівні рівнозначною за вагомістю економічній та соціальній, за доцільне вважаємо провести кількісний аналіз частки екологічних індикаторів у документах з розвитку глобальних міжнародних організацій.

У 2007 році, на Другому міжнародному семінарі зі сталого зростання у Азіатсько-Тихоокеанському регіоні [196] було зазначено, що усі глобальні екологічні індекси (Environmental Sustainability Index, Environmental Performance Index, Ecological Footprint, Happy Planet Index, Resource and Environment Performance Index) не виправдали себе.

У джерелі [207] зазначено, що індикаторів, як і цілей сталого розвитку, має бути небагато і вони повинні легко сприйматися звичайними людьми і науковими колами. Загалом, у документі пропонується 100 індикаторів, серед яких лише 10-13 відноситься до екологічних.

У джерелі [226] для оцінювання екологічної складової сталого розвитку пропонується 13 із 38 індикаторів. У [197] – 32 із 54 відповідно.

Аналіз звіту Європейської комісії [179] підтвердив, що нині відбувається активна робота щодо формування систем індикаторів сталого розвитку. Так, у багатьох країнах Європи різниться їх кількість і склад в невеликій мірі варіює.

У [204] наголошується на тому, що багато держав, особливо з групи із високим HDI (в т. ч. Україна), розвиваються шляхом несталого розвитку. Зі 140 країн, за

наявними статистичними даними, у 82 такий індекс розвитку як «екологічний слід» перевищує глобальні відновлювальні можливості Землі. У той же час, серед наведених індикаторів оцінювання сталого розвитку, тільки 16 зі 190 характеризують екологічну складову розвитку. Тобто, приблизно 8%.

У [206] для моніторингу цілей декларації тисячоліття запропоновано тільки 7 екологічних із 53 індикаторів.

При аналізі документу [202] виникає питання сумачії індикаторів з різними параметрами вимірювання. Тут приведено перелік галузевих індексів для оцінювання сталого розвитку та методики їх використання, серед яких зовсім не зустрічається слово «ecology» або його спільнокореневі, а слово «environment» лише декілька разів. Причому там, де пропонується методика оцінювання сталості використання ресурсів довкілля, підходи відрізняються один від одного.

У підсумковому звіті Інституту економіки та миру [199], який був націлений на формування системи індикаторів для країн, які найчастіше потерпають від стихійних лих та конфліктів внутрішнього або зовнішнього характеру, запропоновано 17 індексів та індикаторів, серед яких жодного екологічного. Тобто можна стверджувати, що ця робота була проведена в рамках антропоцентричного підходу – збереження життя і здоров'я людей без врахування екологічної складової розвитку, яка безумовно присутня і в питаннях військового характеру, і під час дослідження закономірностей генезису певних видів стихійних лих.

Повертаючись до Світового Банку, а саме до звіту 2014 року [235], то з точки зору кількості індикаторів по кожній складовій сталого розвитку можна казати про врахування принципу їх рівноцінності. Оскільки розвиток більшості країн світу оцінюється за 110 екологічними, 104 економічними та 167 соціальними показниками. Однак про якість проведеної оцінки казати ствердно не можна з двох причин. По-перше, не має можливості ознайомитися із алгоритмом оцінювання. По-друге, у переліку індикаторів зустрічаються і дублюючі один одного (наприклад, викиди монооксиду вуглецю розглядаються з декількох сторін: загальнодержавні, секторальні, за джерелами викиду), і невідомо, яким чином вони враховуються у подальшій процедурі оцінювання. Виникає питання, чи потрібно їх



так диференціювати (до точкових) або синтезувати (загальнодержавний рівень), якщо оперування таким масивом даних призводить у кінцевому результаті до суттєвих помилок в обчисленні поточного екологічного стану і його прогнозуванні.

Відтак, важливим питанням є розроблення об'єктивної системи індикаторів і визначення їх кількості [213]. У джерелах [60, 151] на цей рахунок наголошується на тому, що розвиток електронно-обчислювальних машин сприяє розповсюдженню математичних моделей, які спрямовані до максимально адекватного розгляду об'єкту за рахунок розширення кількості досліджуваних процесів і більш детального їх опису. Це вже призвело до того, що математичні моделі нараховують інколи сотні змінних і параметрів, вони стають громіздкими і коштовними, а їх створення можливе лише на основі багаторічних досліджень великих груп вчених. Тому, виникає типова ситуація «прокляття розмірності»: спрямування до більш точного розгляду екосистеми штовхає на збільшення кількості врахованих факторів та процесів. Проте чим більше їх містить модель, тим складніше з нею працювати, стверджувати про її адекватність. Такі моделі дають помилку, що є наслідком накопичення як суто обчислювальних похибок, так і неточностей у вимірах параметрів та початкових умов, і ці помилки можуть приводити до катастрофічних невідповідностей в модельних прогнозах. Наявність же в простих екологічних моделях динамічного хаосу робить його дуже імовірним.

Щодо методик оцінювання сталого розвитку, то аналіз міжнародних документів показує переважно низький рівень врахування екологічної складової. Нині соціально-економічні індикатори розвитку значно превалюють над екологічними, що доводить невідповідність нинішніх дій міжнародної наукової спільноти задекларованим положенням у галузі сталого розвитку, і неврахування інтересів екологічних систем у розвитку людської цивілізації.

Поряд із погіршенням стану навколишнього середовища, це дозволяє стверджувати про необхідність перегляду існуючих принципів розвитку в бік переорієнтації їх з економічних і соціальних інтересів на потреби природних екосистем, від цілісності і функціонування яких, повністю залежить будь-який аспект існування людства [10].

Взаємозв'язок економіки та стану довкілля наведено у [221]. Тут зазначено, що деградація екосистемних послуг являє собою втрату основних фондів сучасної економіки. Доповнюючи це, у п.11 [66] відмічено, що викорінення бідності, зміна моделей споживання і виробництва, а також охорона і раціональне використання природної ресурсної бази в інтересах соціально-економічного розвитку є найголовнішими і основними потребами сталого розвитку. Питання екологічної безпеки екосистем є пріоритетним і під час розв'язання проблеми бідності [54, 114].

З огляду на вище викладене, виявлено ніші в питанні оцінювання екологічної безпеки. Актуальним є обґрунтування кількісного розмаху системи індикаторів та їх якісного складу з прив'язкою до конкретних природно-кліматичних умов.

#### **1.4. Законодавче забезпечення екологічної безпеки в Україні**

Відповідно до Конституції України «кожен має право на безпечне для життя і здоров'я довкілля» і «зобов'язаний не заподіювати шкоду природі» (ст. 50, 66) [75].

У Законі України «Про основи національної безпеки України» елементом національної безпеки є захист навколишнього середовища та природних ресурсів (ст.1). Одним із пріоритетів національних інтересів, згідно із цим законом, є забезпечення екологічно та техногенно безпечних умов життєдіяльності громадян і суспільства, збереження навколишнього природного середовища та раціональне використання природних ресурсів (ст. 6). У той же час, однією із загроз національним інтересам та безпеці України в екологічній сфері визнається «погіршення екологічного стану водних басейнів» (ст.7). Серед основних напрямів державної політики в галузі національної безпеки в екологічній сфері окремо визнано поліпшення екологічного стану річок України [130].

Основним документом у плані забезпечення екологічної безпеки в Україні є закон «Про охорону навколишнього природного середовища» [132]. Стаття 50 визначає екологічну безпеку як «такий стан навколишнього природного середовища, при якому забезпечується попередження погіршення екологічної обстановки та виникнення небезпеки для здоров'я людей». У даному випадку під «екологічною обстановкою» будемо розуміти функціональну та просторову

цілісність екологічних систем. Слід також додати, що українське екологічне законодавство майже не оперує поняттям «екосистема».

У 1999 році 24 грудня була прийнята Постанова Верховної Ради «Про Концепцію сталого розвитку населених пунктів» [76], яка досі є чинною. У ній при визначенні поняття «сталий розвиток» підкреслюється, що екологічна складова є такою ж важливою як і соціально-економічні питання.

Першим відхиленим проектом Концепції переходу України до сталого розвитку був документ під номером №3234 [140], де наголошувалось на необхідності створення якісної системи моніторингу довкілля та переліку індикаторів для оцінювання переходу на сталий розвиток [159]. У джерелі [90] зазначено, що таке рішення пов'язане із «недостатньо розробленими інституційними механізмами впровадження та контролю переходу до сталого розвитку» та описовістю у доволі широких межах.

У проекті закону «Про Концепцію переходу України до сталого розвитку» [139], що вносився народними депутатами України Ю. І. Самойленком та В. Б. Хазаном і був також відхилений, було визначено поняття екологічної безпеки (яке відрізняється від [132] в гіршу сторону) і подано перелік тематичних індикаторів, що мав відображати якість атмосфери, гідросфери та літосфери. Одного разу вжито поняття «екосистема», а захист і використання біотичного різноманіття пропонувалося здійснювати на основі міжнародного права.

У Висновку [26] на проект іншої Концепції переходу України до сталого розвитку [141] було зазначено, що такий проект «є суттєвим кроком вперед» по відношенню до попередніх документів. Однак, оскільки міжнародний досвід та рекомендації науковців світу не дають надійних рекомендацій щодо конкретних ефективних механізмів трансформації всіх аспектів функціонування держави та суспільства у бік сталого розвитку та йдеться про радикальну зміну технологічного укладу реального сектору економіки, то «для прийняття документу, який має стати основою для цілком конкретних змін у чинному законодавстві, причому в ряді випадків радикального характеру, необхідне переконливе обґрунтування

запропонованих змін та наслідків їх реалізації». Відтак Концепція була відхилена як така, що не узгоджується із чинним законодавством.

Важливість оцінювання екологічної складової сталого розвитку, зокрема і на регіональному рівні, відзначена у роботах вітчизняних вчених [45, 51, 52, 62, 159]. Зокрема Трегобчук В. М. говорить про необхідність пріоритету екології над економікою і те, що будь-які вигоди в економічній галузі не можна визнати доцільними, якщо це призводить до зростання показників захворюваності та смертності населення, погіршення психічного та фізичного здоров'я.

На вітчизняному регіональному рівні поняття «індикатору» чи «оцінки розвитку» у програмах розвитку майже не зустрічається [134, 155, 156]. Хоча на державному рівні, у Законі України «Про державні цільові програми» [124], зазначено, що у державній цільовій програмі розвитку повинна бути «оцінка очікуваних результатів її виконання, зокрема економічних, соціальних, екологічних, та визначення її ефективності». У [129] сказано про необхідність розроблення та впровадження системи індикаторів сталого розвитку у регіонах.

За визначенням [133], оцінювання екологічної складової потрібно проводити лише за п'ятьма індикаторами, хоча документ «насичений» поняттями «екосистема» та «екосистемний підхід», що може сприйматися як значний крок уперед в екологічному законодавстві. Однак цей документ був скасований, а прийнятий інший – [131], в якому для оцінювання екологічної складової сталого розвитку визначено 73 індикатора (і кількісні і якісні разом). У тексті закону говориться про рівність трьох складових сталого розвитку та необхідність визнання пріоритету збереження навколишнього природного середовища.

У «Програмі економічного і соціального розвитку міста Нова Одеса на 2011-2015 роки» [135], зовсім відсутнє таке поняття як «індикатор».

У місті Миколаїв чинною є «Екологічна політика міста Миколаєва» [55], яка також містить перелік індикаторів, на основі яких здійснюється контроль якості довкілля. Їх значення мають плануватися на кожний наступний рік (ставиться мета) і бути доступними для розуміння кожному жителю міста. На основі порівняння з попередніми роками побудована методика оцінювання поточного стану. Однак

зауважимо, що з точки зору наукових досліджень, метод порівняння може бути лише частиною підходу до оцінювання, яка має бути комплексною, а ні в якому разі не замінювати його.

Підсумовуючи стан вітчизняної нормативно-правової бази сталого розвитку, відзначимо той факт, що в документі [157], така категорія як «екологічний» вживається лише одного разу при характеристиці організації економіки.

У [42] визначено, що одним із пунктів реалізації стратегії є «державні цільові програми розвитку окремих територій, розроблені з урахуванням особливостей їх економічного, соціального та екологічного становища за участю органів місцевого самоврядування, громадських об'єднань відповідних територій», що у поєднанні із відсутністю життєздатної системи оцінювання екологічної безпеки підтверджує актуальність та нагальність розроблюваної теми.

Одним із основних пріоритетів у регіональній політиці є «створення ефективної системи охорони навколишнього природного середовища шляхом врахування екологічної складової у стратегіях регіонального розвитку, оцінювання, вирівнювання та зниження техногенно-екологічного навантаження на довкілля у регіонах» (ст.6) [126]. Поняття «екосистема» також не зустрічається.

Доцільно зазначити, що на даний момент у вітчизняних нормативно-правових документах екологічного права відсутній комплексний підхід до оцінювання збитків внаслідок забруднення водних ресурсів. Аналізуючи документ [128], а саме пункт 1.5, дізнаємося, що ця «методика не застосовується у випадках оцінки шкоди, заподіяної здоров'ю і майну громадян, майну юридичних осіб, а також водним біоресурсам у результаті погіршення екологічного стану водних об'єктів». Водний об'єкт тлумачиться як «природний або створений штучно елемент довкілля, в якому зосереджуються води». З огляду на це, неможливим вважаємо перехід до сталого розвитку, коли оцінювання збитків здійснюється зі споживацької точки зору, враховуючи тільки цінність для людини абіотичного ресурсу (води).

У Водному кодексі у статтях 45, 55, 66 [27] наголошується на пріоритетності потреб людини у водних ресурсах з-поміж водокористувачів. Тобто задоволеність потреб людей у воді є головною умовою подальшої розбудови системи

водозабезпечення. У статті 2 записано, що «завданням водного законодавства є регулювання правових відносин з метою забезпечення збереження, науково обґрунтованого, раціонального використання вод для потреб населення і галузей економіки, відтворення водних ресурсів, охорони вод від забруднення, засмічення та вичерпання, запобігання шкідливим діям вод та ліквідації їх наслідків, поліпшення стану водних об'єктів, а також охорони прав підприємств, установ, організацій і громадян на водокористування». Усе це дозволяє стверджувати про суперечливість, неоднозначність і несталість тексту Водного кодексу України.

У п. 162 [116] підкреслено, що розроблення національних стратегій сталого розвитку повинна здійснюватися відповідно до національних пріоритетів кожної країни. Однак декларування такого підходу є суперечливим і таким, що може перешкоджати переходу людства на шлях збалансованості і гармонійних взаємовідносин із природою. Пояснюється це тим, що без усвідомлення вагомості екологічної безпеки у системі розвитку, економічні інтереси завжди будуть нівелювати екологічні. Ці думки вважаємо справедливими і по відношенню до формулювань, подібних до п. 12 [54]: розвиток людського потенціалу залишається одним з ключових пріоритетів, а людські ресурси є найдорожчим і найціннішим надбанням, яким володіють держави.

Автор ніяким чином не намагається показати, що потрібно відмовитися від турботи про людей. Навпаки, оптимізація цих тверджень є можливою тоді, коли будуть створені екологічно безпечні умови для розвитку людської спільноти, у першу чергу, як біологічного виду, а не соціально-політичних осіб [37].

Узагальнюючи вище наведене, можна казати про відсутність в Україні комплексної методики оцінювання стану водних екосистем.

## **1.5. Сучасні методи визначення рівня екологічної безпеки соціоекологічних та природних систем**

На етапі визначення актуальності дослідження було відзначено, що питання оцінювання та забезпечення екологічної безпеки природних систем на даний час має певну теоретичну та практичну базу, яка не може забезпечити об'єктивну

характеристику наслідків дії поточних (мається на увазі негативних) явищ та процесів антропогенного генезису. Підтвердженням думки є сучасна активна наукова діяльність вітчизняних та закордонних вчених у напрямі розробки нових методів та підходів до оцінювання і управління екологічною безпекою на місцевому, регіональному та державному рівнях, з метою забезпечення швидкого ситуативного реагування на проблеми, що виникають.

Вченими та організаціями міжнародного рівня неодноразово наголошується на тому, що визначення принципів перерозподілу природних ресурсів (біотичних та абіотичних) між потребами екосистем та людей з їх господарським комплексом є надзвичайно актуальним [118, 121, 195], особливо у аспектах визначення пріоритету ресурсозабезпечення.

Як зазначено у [3], без вивчення екосистем і розуміння законів їх функціонування неможливим є просування в розв'язанні багатьох проблем раціонального природокористування та охорони природи.

Доцільним є наведення тлумачень основних термінів, на яких буде побудований виклад матеріалу [152]:

– організм індикатор – організм з вузькими межами екологічної пристосованості (стенобіот), який своєю поведінкою, зміною фізіологічних реакцій, зовнішнього вигляду або самою наявністю може вказувати на зміни середовища або на певні його характеристики (природні чи антропогенні);

– стенобіонтні організми або стенобіонти – організми, які можуть жити лише в певних умовах середовища, дуже незначному коливанні його чинників (температури, вологості, солоності тощо);

– водна екосистема – екосистема, у структурі і функціонуванні якої провідна роль належить воді як абіотичному компоненту середовища існування гідробіонтів.

Переходячи до аналізу досвіду за темою дисертації, у роботі [211] оцінювання рівня екологічної безпеки пропонується через відповідний індекс (ІЕБ), який визначають на основі певного переліку індикаторів, які більше залежать від соціально-економічних факторів. Адже важко пояснити процес поступового

покращення стану екологічних систем з середини 90-х років до сьогодні, яке подано у роботі, поряд з протилежними процесами, які відбуваються на практиці.

В контексті переходу до сталого розвитку регіонів України, Бойко Т. В. та Джигирей І. М. пропонують інструмент екологічного оцінювання проектів розвитку різномасштабних територіальних утворень та урбоєкосистем здійснювати у поєднанні із оцінкою впливу на навколишнє середовище [187]. Оригінальність ідеї, в даному випадку, частково нівелюється за рахунок використання нормативів ГДК.

У статті [224] авторами вводиться поняття «екологічного управління безпекою економічної діяльності» і пропонується визначати рівень екологічної безпеки через систему певних економічних показників розвитку бізнес-системи.

Подібно до попереднього, у джерелі [113] екологічна безпека визначається як напрямок забезпечення економічної безпеки держави, призначений для створення населенню країни найбільш сприятливих умов існування та плідного життя.

В дослідженні [237] екологічну безпеку, наприклад, ґрунтів пропонується оцінювати методом ентропії на основі теорії нечіткості. Екологічних індикаторів у переліку, що пропонується, лише третина.

У [20] індекс екологічної безпеки регіону запропоновано розраховувати як середню геометричну величину часткових індикаторів, що характеризують стан навколишнього середовища окремого регіону. В даній роботі автори пропонують йти шляхом «прокляття розмірності», розширюючи кількість соціальних, економічних та екологічних індикаторів, які охоплюються одним індексом.

Деякі вчені пропонують розглядати екологічну безпеку, як одну зі складових показників економічної безпеки України [122]. Її розрахунок, в даному випадку, полягає у використанні вагових коефіцієнтів для груп екологічних факторів, а індикатор екологічної безпеки має обчислюватися за набором певних нормованих (стандартизованих) показників.

Інший підхід, який пропонується у [104], базується на інтегральному оцінюванні рівня екологічної небезпеки, в основу якого покладено оцінку ризику виникнення екологічно небезпечних ситуацій та міжрегіональні екологічні



особливості. Щодо цього, то, на нашу думку, повинна бути більш комплексна методика, а не ризик-орієнтовані розрахунки. З огляду на те, що екологічний ризик найчастіше визначається для одного явища (події) у абсолютній величині, то він скоріше доповнює відповідні методики, ніж замінює їх.

У джерелі [100] знаходимо пропозицію оцінювати стан навколишнього середовища шляхом використання міжнародного екологічного індексу Environmental Performance Index. Однак, як було зазначено, жоден з відомих глобальних екологічних індексів не виправдав себе і не здатен належним чином об'єктивно оцінити взаємовідносини у соціоекосистемах.

Нині ж, у розрізі усвідомлення неможливості концепції «гранично допустимих значень» забезпечити об'єктивну та повну характеристику рівня екологічної безпеки природного або штучного об'єкту [224, 225], особливе місце в процесі її оцінювання та забезпечення займають методи біоіндикації та біотестування.

Зокрема в джерелі [7], в контексті біоіндикації екологічного стану солонуватих і особливо солоних водойм півдня Західного Сибіру, підкреслюється необхідність створення нової системи оцінювання екологічної безпеки на основі досягнень факторіальної екології в сфері побудови простору екологічних факторів і виявлення функції відгуку організмів на сукупну дію екологічних факторів.

Одним із основних напрямків вдосконалення системи оцінювання якості води, як стверджується у [79, 108, 115], є використання, під час контролю джерел токсичного забруднення водних екосистем, методів біотестування, які дозволяють в інтегральній формі визначити токсичність води для гідробіонтів і її екологічну безпеку. Ще у 80-х роках минулого століття екотоксикологи прийшли до висновку, що аналіз міжвидової мінливості до ксенобіотиків – не тільки їх пріоритетна задача, але й основа для пошуку рішень [169].

За визначенням [169] основним предметом дослідження екотоксикології є біологічні системи надорганізмового рівня, які зазнають впливу техногенного забруднення. Звичайно, що загальною теоретичною основою є принципи сталості (збалансованості) і стабільності природних систем, які знаходяться в процесі активного усвідомлення сучасною теоретичною екологією. Це визначає

своєрідність застосовуваних концептуальних підходів і методик екотоксикології, які оцінюють ступінь порушення популяційних та біоценотичних механізмів.

Живі організми складають величезне різноманіття за таксономічними ознаками, біологічним циклом, фізіології, морфології, особливостям поведінки і географічному розташуванню. Відтак, таким же різноманітним є й відгук різних організмів на токсичну дію. Ці відмінності можуть бути пояснені, наприклад, на рівні організмів механізмів: кінетикою накопичення-поглинання-виведення, внутрішніми факторами ізолювання і біотрансформації, природою біохімічних рецепторів і швидкістю їх відновлення, ефективністю механізмів регенерації і т. п. При переносі досліджуваного об'єкту в природне середовище на характер біотичного відгуку значною мірою починають впливати абіотичні фактори, трофічні зв'язки, внутрішньо популяційні та біоценотичні зв'язки [169].

Прийоми біотестування широко використовуються у багатьох країнах світу [15, 79, 108, 216]. Так, у [15] зроблено висновок про те, що, наприклад, з допомогою двох видів дафній, декількох видів мікроскопічних одноклітинних водоростей, 5-6 видів риб (як акваріумних так і аборигенних) можна охопити більше 80% забруднюючих воду речовин, що підлягають контролю.

В той же час, за [169], для якісної апроксимації функцій розподілу і невикривленої оцінки порогових концентрацій загальна кількість досліджуваних видів має перевищувати 30 (за іншими оцінками – від 15 до 55).

Проте питання, в даному випадку, можна поставити наступним чином: чи потрібно тестувати тридцять об'єктів на предмет чутливості до певного фактору(ів) для усереднення результатів (апроксимуюча крива саме до цього і прямує) і закладення вже значної похибки. Адже якщо ми отримаємо графічну залежність на основі сотень даних, одні точки (які репрезентують реакцію різних організмів (еври- та стенобіонтних) на токсикант або їх невелику кількість) будуть знаходитись над кривою, інші – під. То, враховуючи це, можна казати про похибку, яка свідомо закладається у змодельовані математичні моделі.

За висновками [169], легко побачити, що чутливість різних видів до дії більшості токсикантів (що оцінюється по  $LC_{50}$  або  $LD_{50}$ ) має чіткий характер

варіаційного ряду, розподіленого за логнормальним законом. Таким чином, тест на токсичність кожного виду не є репрезентативною оцінкою для будь-яких інших видів, однак слугує однією зі складових загального критерію чутливості усього біоценозу. Тому, комплексне токсикологічне оцінювання водного об'єкту має включати методи біотестування, які базуються на використанні реакцій найпростіших, водоростей, дафній, молюсків і риб [15].

Для визначення ступеня токсичності води, у джерелі [79] запропоновано використовувати значення кратності розбавлення, за якої токсична дія нівелюється. Причому визначення якості водного середовища побудоване на вивченні реакції риб та двостулкових молюсків.

В той же час, у [15, 80] підкреслено, що організми-індикатори, які використовуються в якості біотестів, мають відповідати ряду критеріїв, серед яких найбільш вагомими є типовість тест-організму для основних трофічних рівнів досліджуваної водної екосистеми, чутливість до різноманітних токсичних речовин, економічність, доступність і простота виконання заходів біотестування.

У [169] стверджується, що основною вимогою статистики в контексті біотестування є набір таксономічних груп, за якими моделюється Species Sensitivity Distribution, який повинен бути випадковою вибіркою із регіонального фонду видів, які потребують застосування природоохоронних заходів. В деяких випадках оцінка безпечних концентрацій потребує мінімального таксономічного різноманіття до декількох родів чи родин. З іншого боку, види для токсикометричного тесту зазвичай відбираються зовсім за іншими критеріями: наскільки вони підходять для лабораторного експерименту, яка їх чутливість до токсичних речовин, наскільки взагалі доречно їх охороняти і т. і. Якщо узяти істину імовірнісну вибірку із усього багатства біосфери (не включаючи бактерії), то вона, у меншій мірі, на 50% складалася б з комах. Тому на практиці вихідний набір даних зазвичай представлений доступною інформаційною базою токсикометрії [169].

Крім цього, у зв'язку з виявленою вибірковістю реакції тест-організмів на вплив різноманітних токсичних речовин, використання якого-небудь одного біотесту для визначення токсичності води вважається недостатньо ефективним [79]

і не може слугувати універсальним тестером, однаково чутливим до всіх забруднюючих речовин.

Оскільки акцент у роботі зроблено на водні екологічні системи, як найбільш репрезентативний (чутливий) по відношенню до антропогенного впливу компонент природної системи, необхідним було дослідити існуючі та потенційні шляхи формування комплексу організмів-індикаторів.

Загалом відзначимо, що при розрахунку індексу екологічної безпеки або подібних за змістом індексів, зовсім мало уваги приділяється суті поняття «екологічний», значенню взаємозв'язків абіотичного середовища та живої речовини для безпечного та збалансованого функціонування природних систем.

Оскільки сучасний розвиток суспільства базується на нерозривному комплексному аналізі екологічної, економічної та соціальної складової, залишається актуальним питання, яким чином це зробити так, щоб досягти прогресу, яким чином їх ранжувати.

З огляду на величезну роль живої речовини (біорізноманіття) в біосфері [23, 219], біотичні компоненти екологічних систем можна вважати найкращими індикаторами комплексних змін в навколишньому середовищі, а оцінку екологічної безпеки необхідно проводити на основі використання їх екологічних характеристик (формалізованих функцій відгуку) [1, 174].

Перевагами такого методу оцінювання стану екосистем є те, що в результаті, на відміну від концепції ГДК, отримуємо узагальнений показник, який характеризує природну систему в часі не точково, а включає історію синергетичних та трансформаційних «взаємовідносин» між факторами середовища.

Тому першим і дуже важливим етапом процесу оцінювання екологічної безпеки є вибір репрезентативних індикаторів. Враховуючи викладений у даному розділі аналіз інформації щодо оцінки і забезпечення екологічної безпеки регіону, такими тест-організмами мають бути у першу чергу водні стенобіонти.

На предмет значення гідробіонтів в процесі оцінювання, у роботах [7, 165, 174], у зв'язку з посиленням антропогенного тиску на прісноводні екосистеми, обґрунтовано використання макрозообентосу в якості індикатору стану водних

систем. У роботі [174], наприклад, встановлені і апроксимовані деякі загальні закономірності реакції макрозообентоценозів на багатофакторний антропогенний вплив, з метою його екологічно обґрунтованого нормування і регуляції на рівні гідроекосистеми. Наголошено на тому, що закономірності реакції зообентосу на комплекс зовнішніх негативних факторів можуть бути покладені в основу їх нормування. У [165] стверджується про репрезентативність кількісних показників зообентосу (чисельність, біомаса) в контексті оцінки стану водного об'єкту. Однак ніде (в тому числі і закордонних наукових працях) не говориться про значення «ширини» діапазону толерантності водних організмів до комплексної негативної дії або одного фактору, що може впливати на достовірність результатів оцінки.

З-поміж численних видів зообентосу, багато робіт присвячено вивченню екологічних характеристик особин родини *Gammaridae*. Так, рачок *Gammarus pulex* визначено індикатором чистої води у роботах [192, 198, 215, 216, 223]. Крім того, аналіз наукових робіт [59, 68, 142] дозволяє стверджувати про його значну роль у трофічних ланцюгах внутрішніх вод, а також у Азовському та Чорному морях. У деякі періоди року, наприклад, частка бокоплавів у раціоні осетрових риб та ляща може доходити до 80 % [68].

У роботі [216] знаходимо висновок про те, що якість водних ресурсів пропонується оцінювати за розробленою шкалою росту бокоплава, тобто за тим, як швидко він росте й розмножується. Крім цього, зроблено висновок, що такий підхід (коли досліджується дія комплексу забруднювачів) виявився приблизно у 8 разів чутливішим до змін у ланцюзі живлення бокоплава, ніж встановлені значення ЛД<sub>50</sub>. Додамо, що в більшості країн Європи та США на законодавчому рівні *Gammarus pulex* визнано одним із основних тест-організмів для визначення якості навколишнього середовища.

У джерелі [215] відзначено значний вплив токсикантів на поведінку амфіпод (живлення, розмноження та ін.), що в подальшому ускладнює адаптаційні можливості організму до стресового фактору. Бокоплав визначається як один із найбільш чутливих до дії ксенобіотика водних організмів. Результатом дії негативного фактору може бути суттєве зменшення популяції виду, що викликає ланцюгову реакцію у трофічних та енергетичних ланцюгах екосистеми.

Вплив фактору солоності на прісноводний стенобіонтний вид *Gammarus pulex* представлено в результатах експериментальних досліджень [39, 234], де рачок гинув через 15 хвилин за солоності 35 г/л.

Особини родини *Gammaridae* є одними з найкращих індикаторів якості водного середовища у зв'язку з наступними показниками: широкий трофічний спектр і швидкість нагулу маси, міграційна здатність і схильність до дрейфу, що дозволяє їм легко колонізувати екосистеми, висока репродуктивна здатність (декілька виводків на одну самку в рік), а також велика кількість потомства і відносно тривале життя [198].

У джерелі [223] наведені результати досліджень впливу паразитів у тілі бокоплава на тривалість його життя при різних концентраціях поллютанта у воді. Відповідно до цього необхідно зазначити, що дуже часто паразити підтримували життєдіяльність організму рачків, допоки не відкладуть своє потомство чи воно не досягне певного рівня зрілості.

У [15, 192] для визначення якості води за The Trent Biotic Index окрім бокоплава запропоновано використовувати веснянок та одноденок.

Так, одноденки (*Ephemeroptera*) зазвичай населяють водойми з солоністю до 2 г/л, однак можуть зустрічатися у водних об'єктах з солоністю від 2 до 10 г/л [64].

Веснянки (*Plecoptera*) також є суто прісноводними організмами (солоність до 1 г/л) [64]. Однак зустрічаються представники, які витримують значення мінералізації у 4,5-4,8 г/л [225].

Волохокрильці (*Trichoptera*) аналогічно до веснянок і одноденок люблять швидкотекучі води, збагачені киснем. Встановлено, що при підвищенні концентрації хлоридів і солоності вод більше 1 г/л, відбувається зниження їх видового різноманіття, чисельності і біомаси [188, 203], збільшується інтенсивність дрейфу личинок [213]. Однак були знайдені особини, які функціонували у водоймах з солоністю від 2 до 30 г/л. Загалом, як підсумовано у [64], критичний рівень солоності для макрозообентосу у річках різних аридних регіонів знаходиться в межах 10-15 г/л.

Враховуючи незначну кількість накопичених даних відносно причинно-наслідкових зв'язків реакцій пристосування одних організмів і відсутності

адаптаційної регуляції інших гідробіонтів, для визначення сольової толерантності різних видів необхідними є регіональні дослідження [181].

Господарська цінність зообентосу підтверджується аналізом результатів досліджень [59] та даними щодо раціону промислово цінних риб [142].

Реакція гідробіонтів на забруднювач як інтегральний показник стану водної екосистеми досліджувалась у [218]. В якості поллютанта виступали СПАР, а тест організмом – ставковик великий (*Lymnaea stagnalis L.*).

Варто також підкреслити, що багато наукових досліджень нині акцентують увагу на фітоіндикації [193, 212]. У роботі [115], наприклад, у якості біоіндикатора пропонуються макрофіти, що дозволило проаналізувати екологічний стан водного об'єкту, на прикладі річки Південний Буг. В той час як тварини, особливо зообентос, залишаються недооціненими в контексті використання їх для оцінювання якості довкілля [174].

Підсумовуючи вище викладене, можна зробити висновок про те, що питання використання видів фауни, особливо стенобіонтних, для оцінки стану (безпеки) водних екосистем потребує подальших досліджень, особливо на регіональному та місцевому рівні. Нині більш теоретично та практично розвиненими є підходи кількісного аналізу видів і популяцій [6, 194] або їх сукупності з подальшою інтерпретацією результатів в системі оцінювання якості довкілля.

Зокрема у джерелах [2, 3], в розрізі дослідження закономірностей потоку інформації у водних екосистемах, наведено приклади біотичних індексів, які використовуються з метою оцінки цілісності природної системи.

У [3] акцентована увага на важливості сталості потоків енергії в екосистемах, які потребують подальшого і більш глибокого вивчення, з метою обґрунтування меж природокористування і оцінки збалансованості структури водної екологічної системи. Підкреслено, що найбільш сталими екосистемами є ті, які мають більше видове різноманіття, в якому домінують стенобіонтні види.

На останок відзначимо, що принцип охорони якомога більшої кількості видів є більш консервативним, ніж захист функцій екосистеми. На жаль, екологія поки не може дати чіткої відповіді, як видове різноманіття пов'язане з функціями природної системи [169].

Враховуючи думки різних вчених та результати власних досліджень, необхідним є дослідження екологічної вагомості живих компонентів довкілля, розроблення нових методів оцінювання екологічної безпеки, визначення екологічних та економічних збитків від втрати чи погіршення стану елементів природних систем за умов збереження існуючих (екстенсивних) підходів до використання природних ресурсів, у першу чергу, з точки зору регіональної екологічної безпеки.

Беручи до уваги висновки ОЕ [116, 195, 219] про те, що основу всіх екосистем становить динамічний комплекс рослин, тварин і мікроорганізмів, біологічне різноманіття є одним з ключових компонентів при оцінці стану екосистем. Відповідно до екосистемного підходу [73], люди є невід'ємною частиною екосистем. Тому, між людьми та іншими компонентами екосистем існує динамічний зв'язок, причому зміни в стані людей прямо або побічно викликають зміни в екосистемах і навпаки. [110; 219; п.44, 116].

Незважаючи на широке використання методів біоіндикації та біотестування в практиці дослідження стану навколишнього середовища, мало вивченим залишається питання критеріїв вибору тест-організмів та методики побудови процесу оцінювання. Тому, наступний етап дослідження спрямовано на розробку нового методу оцінювання та забезпечення безпеки екологічних систем. Він полягає в тому, що на відміну від існуючих методик оцінки стану екосистем, які побудовані на аналізі кількісних характеристик біорізноманіття, в основі визначення рівня екологічної безпеки соціоекосистеми є використання екологічних характеристик тільки стенобіонтів та просторово-часовий аналіз енергетичної збалансованості (цілісності) водної екосистеми.



## 1.6. Висновки до першого розділу

Багатофакторність антропогенного впливу на екосистеми та неоднозначність існуючих концептів його оцінки, дозволяє стверджувати про актуальність тематики дослідження, в першу чергу, на регіональному та місцевому рівні. Аналіз джерел інформації на предмет вагомості і врахування екологічної безпеки в стратегічних документах з розвитку міжнародного та державного рівня дозволяє зробити наступні висновки.

1. Нині потребують переосмислення принципи використання природних ресурсів. Ключовим поняттям у цьому випадку має стати поняття «ємності» або «ніші» для будь-якої екологічної системи чи біологічного виду

2. Нормування антропогенного навантаження на довкілля має будуватися на наступному принципі: при обґрунтуванні меж свого впливу на навколишнє середовище керуватися не стійкістю людського організму до впливу негативного фактору, а екологічними характеристиками найбільш чутливого до нього компоненту довкілля – стенобіонту. Такий підхід дозволить ще на стадії планування будь-якої діяльності попередити погіршення стану навколишнього середовища.

3. Рівень екологічної безпеки соціоекосистеми пропонується визначати на основі дослідження показників біотичних компонентів місцевих водних екосистем, як останньої ланки в навколишньому середовищі, на яку накладається уся сукупність трансформаційних процесів прямого та опосередкованого багатофакторного впливу.

4. В Україні на даний момент відсутня єдина державна система оцінювання екологічної складової сталого розвитку. Аналогічна ситуація і в південному регіоні, зокрема у Миколаївській області, де ведеться моніторинг стану екологічної складової розвитку, але відсутній комплексний науково-обґрунтований підхід до обчислення індексу екологічної безпеки та інтерпретації отриманих результатів.

## **РОЗДІЛ 2.**

# **РОЗРОБЛЕННЯ ТЕОРЕТИКО-МЕТОДОЛОГІЧНОГО ПІДХОДУ ДО ОЦІНЮВАННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПРИРОДНИХ СИСТЕМ**

Методологічною основою досліджень є системний підхід, який орієнтований на розкриття цілісності об'єкта та забезпечуючих її механізмів, на виявлення різного роду зв'язків складного об'єкту і зведення їх в єдину теоретичну картину.

Необхідність дослідження проблеми взаємовідносин людини та природи полягає у тому, що в залежності від її самопозиціонування у довкіллі буде залежати якість оцінювання та забезпечення екологічної безпеки на місцевому, регіональному та більших за масштабом рівнях. В розрізі концептуальних положень глобальних стратегічних документів з розвитку, які були прийняті Організацією Об'єднаних Націй впродовж останніх тридцяти років та ратифіковані Україною, актуальним є розроблення більш досконалих методів та методик оцінювання стану навколишнього середовища з метою забезпечення збалансованості системи природокористування та національної безпеки держави.

Розв'язання суперечностей в процесі розвитку між тим, що хоче суспільство і тим, що можна робити та скільки можна узяти, завжди породжує певні екологічні негаразди. Але нині чітко простежується необхідність перегляду та зміни підходів до господарювання внаслідок пролонгованого погіршення стану навколишнього середовища, незважаючи на підвищення штрафів за забруднення та встановлення жорсткіших екологічних стандартів.

### **2.1. Формування теоретичної основи оцінювання рівня екологічної безпеки природних систем**

На етапі оцінювання рівня екологічної безпеки водної екосистеми, важливо визначити зміст деяких ключових елементів понятійно-категоріального апарату,

який формує подальший алгоритм дій та виклад думок. Такими поняттями вважаємо: «екологічну безпеку», «екологічну систему» та «екосистемні послуги».

Дослідження змісту терміну «екологічна система» у більшості авторів є майже ідентичними, що, включаючи власні думки з цього приводу, дозволяє зупинитися на такій версії його тлумачення: екологічна система – це просторово визначена сукупність функціонально пов'язаних біотичних та абіотичних компонентів навколишнього середовища, які взаємодіють між собою потоками речовини, енергії та інформації. Особливу увагу в дослідженні зосередимо на енергетиці, оскільки вона є універсальним показником незалежно від історичного періоду і може охарактеризувати життєдіяльність будь-якого елемента екологічної системи з урахуванням комплексу діючих факторів.

Під «екосистемними послугами», що широко використовується ООН, розуміються «вигоди, які люди отримують від екосистем. Вони включають забезпечуючі, такі як продовольство та вода; регулюючі, такі як регулювання повеней, посухи, деградації земель і захворювань; підтримуючі, такі як ґрунтоутворення і колообіг поживних речовин; і культурні, такі як рекреаційні, духовні, релігійні та інші нематеріальні вигоди» [190].

Історичних прикладів негативної (споживацької) дії людини на природу досить багато [160]. Однак практично не здійснюється робота щодо оцінювання (в грошовому еквіваленті) змін або зникнення того чи іншого елемента навколишнього середовища. Проведення таких на рівні Миколаївської області та в масштабах України дозволить підтвердити цінність екосистем.

Найбільше дискусій точиться навколо тлумачення поняття «екологічна безпека». В документах ООН під екологічною безпекою розуміється «мінімальний рівень екологічних ресурсів (екологічно безпечний залишок), що забезпечує сталий потік екосистемних послуг» [190]. Іншими словами, пропонується «тримати» природну систему на мінімумі потрібних їй відновлюваних ресурсів, а все інше забирати. За іншим визначенням – це «безпечний доступ до природних та інших ресурсів, особиста безпека і захищеність від природних та антропогенних катастроф [221]». У цьому випадку, головним об'єктом, для якого забезпечується

«безпечний доступ», також є людина. Загалом, можна ствердно говорити про антропоцентричну спрямованість цих тлумачень, з огляду на закладений пріоритет людських потреб над потребами екологічних систем.

Серед українських вчених проблему різнотлумачення поняття «екологічна безпека» досліджували Качинський А. Б. [69], Некос В. Ю. [101], Шмандій В. М. [171, 172], Добровольський В. В. [47, 50] та ін.

В англomовній науковій літературі також зустрічаємо певні розбіжності у використанні і тлумачення слів «ecological» або «environmental», «security» або «safety» та їх сполучень. В цілому зазначимо, що за кордоном проблема уніфікації понятійно-категоріального апарату слабко досліджена.

Досить часто екологічну безпеку важко виділити по формі та змісту, однак головну ознаку сформулювати можна: об'єктом екологічної безпеки (те, на що впливають) є людина, територія, поселення людей, природне середовище чи його окремі компоненти, штучні споруди тощо. Треба підкреслити, що оцінювання екологічної безпеки правомірне лише по відношенню до чогось – безпека життя, території, держави. У той час як суб'єкт дії (те, що є джерелом негативного впливу) має оцінюватися тільки з позицій небезпеки. В стані «безпеки» має попереджуватися його погіршення та забезпечуватися просторова та функціональна цілісність будь-якого елемента біосфери.

Відомо, що одним із основних принципів, який має враховуватися при забезпеченні екологічної безпеки природних і штучних систем (зокрема, і в контексті планування та реалізації сталого розвитку) є принцип комплексності, іншими словами – екосистемний підхід, в основу якого і покладено наведений вище понятійно-категоріальний апарат.

З огляду на вище наведені міркування, розвиток екологічних систем можна реалізувати двома шляхами. У першому випадку, кожна складова сталого розвитку (в т. ч. й екологічна) формує свої цілі і завдання більш-менш автономно для досягнення загальної мети суспільства. Однак за такого підходу виникає найбільше складнощів: визначення пріоритетів у фінансуванні, першочерговість реалізації,

узгодженість галузевих задач між собою у загальному масштабі, повнота охоплення актуальних проблем (нині характерно для України) тощо.

Другий підхід полягає в тому, що екологічна складова береться за основу поступового і всеохоплюючого сталого розвитку людства. Довести цю думку можна висновками ООН про те, що людина є частиною природи і повністю залежить від природних ресурсів. Так само соціально-економічний розвиток неможливий без тих послуг, які людській цивілізації надають екологічні системи. До того ж за людиною, за такого підходу, залишається центральне місце в розвитку з будь-якої точки зору – екологічної (вершина еволюції життя, цінність виду в самому собі), соціальної (піклування про самих себе для продовження роду, колективне та індивідуальне самовдосконалення) та економічної (задоволення потреб). Останнє підкреслює необхідність першочергового піклування про природне середовище для нинішнього і майбутнього блага самих же людей.

За такого підходу можливим є перехід на шлях сталого розвитку, коли очевидною стає нерозривність зв'язків системи «людина-природа». Тому, актуальним і необхідним на часі вважається розв'язання питання об'єктивного оцінювання рівня екологічної безпеки. Адже тільки за умови знання поточного стану екологічної системи можливим є планування її майбутнього.

У процесі виконання роботи сформовано та досліджено декілька гіпотез до оцінювання рівня екологічної безпеки регіону:

- 1) визначення показника окисно-відновного потенціалу природних поверхневих вод для оцінювання рівня їх екологічної безпеки;
- 2) геометричне співвідношення площин компонентів екосистем у двовимірному форматі, спираючись на певний набір індикаторів;
- 3) біоіндикація та біотестування, в основу якого закладалася реакція на забруднювач лише стенобіонтів місцевих водних екосистем;
- 4) оцінювання сталості потоків енергії у водній екосистемі.

Так, вдалою для обґрунтування та оцінювання індексів екологічної безпеки вважали схему, запропоновану у [48], де біосфера утворена на перетині атомосфери, літосфери та гідросфери. Такий підхід графічного зображення

взаємозв'язку природних систем добре ілюструє поняття функціональної та просторової єдності усіх оболонок планети, їх цілісності. Він добре відображає зв'язок будь-якої оболонки Землі з трьома іншими, є показовим з точки зору вагомості кожної оболонки для біосфери і доступно пояснює колообіги речовин.

На основі цієї схеми розглядалися варіанти оцінювання індексу екологічної безпеки методом інтерполяції природних показників досліджуваних екосистем на геометричне співвідношення площ оболонок Землі. Однак виникають складнощі під час її застосування у практичних розрахунках, адже відомо, наприклад, що майже уся гідросфера заселена живими організмами, що викликає певні труднощі не стільки геометричного, скільки математичного поєднання елементів. Тож схему можна розглядати як характеристику біосфери планети більше якісного, ніж кількісного, характеру.

У попередніх розділах неодноразово підкреслювалось, що живі організми мають надзвичайно вагоме значення в розвитку будь-яких екосистем. Так, у джерелі [112] говориться про те, що життя і біосфера загалом є логічним результатом ускладнення різних видів енергії (радіальної та тангенціальної) простих речовин. Тому вважаємо, що сьогоденний розвиток біотичної та абіотичної складової глобальної екосистеми Землі не можна розглядати окремо один від одного, або ж формулювати задачі таким чином, коли допускається відокремлене дослідження будь-якого елемента системи. Оскільки основою екологічної безпеки є нерозривна єдність атмосфери, гідросфери, літосфери та біосфери, то можна вважати біотичне різноманіття індикатором стану інших оболонок і навпаки – розрахувати вагомість А, Г та Л для Б по принципу зведення до спільного знаменника. Вважаємо, що цим знаменником можна вважати енергію, яка представляє окремий вид внутрішніх і зовнішніх зв'язків у екосистемах.

Однак і найскладніше з біотичними ресурсами – те, що в значній мірі й досі забезпечує людство значною кількістю білків, жирів, вуглеводнів тощо. Актуальність питання полягає в тому, що у теоретичних наукових дослідженнях існує дуалістичність у питаннях збереження біотичних компонентів екологічних систем – живих організмів. Так, у [47] говориться про те, що загибель організму не

зашкодить популяції або екосистемі загалом. І за певних умов (якщо вони суто природного генезису) з цим твердженням можна погодитись. Однак інша, більш вагома, на нашу думку, точка зору, базується на законі природи, суть якого полягає в кількісному та якісному ускладненні як самих систем, так і їх компонентів у процесі розвитку. Адже якщо допускається зникнення особин чи навіть певних популяцій у процесі господарської діяльності, тобто розвиток протилежний природному, результатом таких рішень буде тільки загальне погіршення стану довкілля і зменшення рівня екологічної безпеки.

Загалом, комплексна дія соціально-природних особливостей буття людини накладає значний слід на ведення господарства та відношення до доступних природних ресурсів. Враховуючи висновки ООН про те, що людина є невід'ємною частиною природи і повністю залежить від екосистемних послуг [98, 190, 219], можна говорити про біологічну природу людини як головний спільний знаменник усіх її дуалізмів [45, 46, 189]. Тільки за умови наявності у достатній кількості першочергових біологічних потреб та можливості їх задоволення, можна стверджувати про розвиток соціальних та виробничих особливостей людства. З огляду на це, вважаємо екологічну безпеку природних систем життєво необхідною і першочерговою умовою сталого розвитку людства.

## **2.2. Нормативний підхід до регулювання рівня антропогенного навантаження: методологічні ніші та шляхи вдосконалення**

Нині міжнародним та українським екологічним правом використовується концепція забезпечення екологічної безпеки, яка складається з двох частин (підходів): охорони навколишнього середовища та охорони природи. Кінцева мета у них єдина – збереження здоров'я та благополуччя людей. Однак концептуальні підходи різняться. Основи охорони природи формуються зі сторони біосферних процесів, стану природних ресурсів і їх збереження на благо людини; під «охороною природи» розуміється регламентація, обмеження або заборона використання природних ресурсів, недопущення порушення функціонування природних систем. Основи охорони навколишнього середовища формуються зі

сторони безпеки і потреб людини; під «охороною середовища» розуміють попередження появи у середовищі проживання людей шкідливих для здоров'я речовин. Вони не можуть бути роз'єднані: забруднення навколишнього середовища наносить шкоду іншим організмам і живій природі загалом, а деградація природних систем послаблює їх можливість до самоочищення. Збереження якості навколишнього середовища людини неможливе без участі природних екологічних механізмів [1, 219].

У роботах [1, 50] аргументовано стверджується і про те, що концепція «охорони» хибна від самого початку, оскільки будь-яку діяльність необхідно будувати таким чином, щоб не допускати та попереджати негативні ефекти і результати, від яких потім довелось би «охороняти».

З метою забезпечення екологічної безпеки природних та соціоприродних систем, у більшості країн світу використовується система екологічних стандартів (гранично допустимих значень), основним завданням якої є попередження погіршення здоров'я людини. Однак сам механізм реалізації такого підходу має декілька недоліків, які викликали суттєві похибки у процесі встановлення чисельного значення нормативу [1, 16]:

- експериментальне визначення гранично допустимих концентрацій (ГДК) здійснюється лише на тваринах, організм яких подібний до людського, але не аналогічний. Це, на даний час, основне теоретичне обґрунтування при виборі тест-організму;

- проведення експерименту обмежене в часі, тоді як вплив шкідливої речовини чи забруднювача в навколишньому середовищі може бути значно тривалішим;

- більшість живих організмів екологічних систем мають власні фізіологічні особливості, а ГДК, визначені на піддослідних тваринах, визначають для людини звичайним перерахунком: міліграм на кілограм маси тіла;

- допустима концентрація однієї речовини, визначена для людини, може бути в декілька разів завищена по відношенню до інших видів рослин і тварин, які як і людина є невід'ємною частиною екологічних систем і пов'язані з нею потоками речовини, енергії та інформації.



У джерелах [154, 166], на підтвердження вище зазначеного, стверджується, що більшість сучасних офіційних індексів оцінки стану навколишнього середовища, які засновані на використанні поняття «гранично допустимої концентрації» не забезпечують достатньої «екологічної точності» для опису взаємовідносин у системі «людина-природа» у зв'язку зі значним викривленням підсумкового результату, який, до речі, не є комплексним, а побудований на оцінюванні групи нормативних показників.

У розрізі цього, у джерелі [1] введено поняття екологічної техноємності території і нормування техногенного навантаження на нього. Головна думка полягає в тому, що для окремої території її екологічна техноємність об'єктивно дорівнює гранично допустимому техногенному навантаженню. Якщо останнє встановлюється як певний норматив, то може відрізнитися від екологічної техноємності території, тому що враховує ще й соціальну цінність об'єктів, що зазнають навантаження. Тому у визначенні гранично допустимого техногенного навантаження можливим є «суб'єктивне свавілля», що залежить від уявлень суспільства, експертів або органу, який затверджує норматив, про вимоги до екологічної обстановки.

По своїй суті, перевищення ГДК є лише констатацією негативного впливу на природне середовище або якусь його частину. У його значення не закладені втрати енергетичного чи матеріального характеру, що дозволяє стверджувати про не повну характеристику стану об'єкта дослідження. Тому реакція на порушення може бути різною і найсуворіша на даний момент – відшкодування збитків, які мають йти на розв'язання створеної екологонебезпечної ситуації. Тобто замість попередження причин відбувається боротьба з наслідками.

У джерелі [79], наприклад, зазначається, що кількісне визначення окремих токсикантів не дозволяє оцінити ступінь біологічної небезпеки для гідробіонтів сумішей хімічних сполук, які потрапляють у водні об'єкти, через різноманітний характер їх взаємодії, утворення комплексних сполук, утворення в процесі розпаду вихідних сполук більш токсичних речовин.

Крайнюкова А. М. підкреслює, що навіть за наявності інформації про вміст в навколишньому середовищі окремих хімічних речовин, за такого підходу не враховується їх сукупна дія на стан екосистеми [79, 80].

Некоректність нормативного підходу, коли людина є центром піклування, відповідно до положень ООН, полягає в наступному (рис. 2.1).

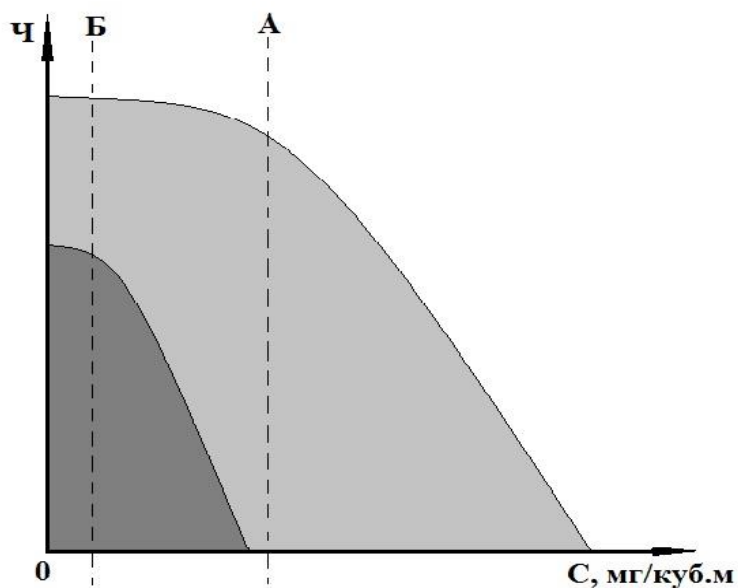


Рис. 2.1. Толерантність людини (А) і бджоли (Б) до забруднення повітря

Людина є одним із видів, чий адаптаційні властивості організму до умов навколишнього середовища є одними із найбільш розвинених. Інакше кажучи, людська зона толерантності до дії будь-якого негативного фактору довкілля (і природного і штучного походження) є більшою по відношенню до більшості інших живих організмів. Виходячи з цього, якщо варіант А стану, наприклад, атмосферного повітря допустимий для людини, то варіант Б – тільки для певних комах, наприклад бджіл. Згідно із законом природи, лімітуючим фактором антропогенного навантаження на атмосферне повітря у цьому випадку мають бути бджоли. Однак на практиці відбувається зовсім інше. В даному випадку (рис. 2.1), використання закону толерантності дозволяє шляхом поєднання екологічних характеристик людини і вразливих організмів визначити межі безпечних концентрацій шкідливих речовин в навколишньому середовищі. Відтак,

справедливо буде стверджувати, що синергізм дії зазначених вище аспектів в значній мірі не дозволяє на сучасному етапі розвитку України попередити та вирішити екологічні проблеми у соціоекосистемах різного рівня.

Оскільки об'єктом дисертаційного дослідження є екологічна система річки Південний Буг, доречно зазначити діючі методики оцінювання рівня якості поверхневих вод, які репрезентують нормативний підхід до нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище. Найбільш застосовуваними сьогодні є методики оцінки якості води за індексом забруднення води (ІЗВ), комбінаторним індексом забрудненості, методика НДІ ім. Ерісмана з чотирма критеріями забруднення та комплексна екологічна класифікація якості поверхневих вод суші [85, 93]. Їх методологічною основою є значення ГДК. При цьому не важко виявити обмеженість врахування факторів навколишнього середовища у алгоритмі оцінювання. Опрацювання ж деяких практичних наукових робіт, зокрема [85], дозволяє виявити недоліки методологічного характеру: обґрунтування чисельного ранжування класів та їх якісна класифікація [87].

Відзначимо, що деякі дослідники значну увагу приділяють технічним засобам і прийомам підвищення якості питної води шляхом розробки складних фільтрів і очисних систем [38], однак вони також ґрунтуються на використанні значень гранично допустимих концентрацій.

### **2.3. Розроблення методу оцінювання екологічної безпеки екосистеми за токсико-енергетичним відгуком біотичних компонентів**

Покладення в основу оцінювання рівня екологічної безпеки соціоекосистем функціональної залежності  $\Pi = f(\Phi)$  (де  $\Pi$  – показник об'єкту дослідження,  $\Phi$  – значення діючого фактору або факторів) пояснюється тим, що таким чином можливо досягнути більшого ступеня об'єктивності результатів оцінки стану довкілля, оскільки показники (параметри) піддослідного зняті в процесі його життєдіяльності в навколишньому середовищі, що характеризується дією багатьох факторів. Сталість взаємозв'язків біотичної та абіотичної складової буде виступати найкращим індикатором змін у навколишньому середовищі, бо є частиною її

об'єктивної дійсності і повністю підкоряється законам біосфери. Таким чином враховуються принципи системного підходу в забезпеченні екологічної безпеки соціоприродних систем. При цьому, акцент варто робити на забруднюючі речовини антропогенного походження, які є нетиповими для досліджуваної екосистеми або значно перевищують фонові концентрації [9].

На предмет останнього у джерелах [1] та [174] стверджується, що у багатьох випадках узагальненою функцією відгуку, яка відбиває ступінь сприятливості впливу середовища, є так звана функція благополуччя виду. Вона відображає екологічну потенцію виду по відношенню до даного фактору, а її кількісним виразом можуть служити виживання або реалізована чисельність популяції.

В даному випадку потрібно підкреслити, що значну увагу треба приділяти ранжуванню і вибору найбільш типових для досліджуваної екосистеми живих об'єктів навколишнього середовища, з метою одержання репрезентативних та комплексних результатів оцінки. Представлення загального стану екологічних систем одним або системою із декількох інтегральних показників пропонується у роботах закордонних [185, 214, 229] та вітчизняних науковців [51, 63].

Аналіз джерел [5, 72] та результати досліджень першого розділу дозволили зробити висновок про те, що водні екологічні системи є найбільш показовими з точки зору якісної та кількісної характеристики антропогенного впливу на них. Скинута у водне середовище забруднююча речовина в будь-якому випадку зумовить реакцію елементів екологічної системи в місці скиду чи на певній відстані від нього. На відміну від повітря, для якого характерною є висока здатність розбавлення забруднюючої речовини, її перенесення на значні відстані і значно більший об'єм вертикального переміщення, у воді в будь-якому випадку відбудуться зміни у біотичному середовищі. Будь-який птах, якщо його репродуктивній функції будуть заважати певної сили антропогенні фактори середовища, може мігрувати, з одного регіону в інший. Однак вирезуб, який є реофільним видом, цього зробити не зможе, бо на іншій річці немає необхідних для нього умов середовища. Тому, можемо стверджувати те, що водні екосистеми є

певною мірою унікальними для певних територій, а їх екологічний стан – відбиття якості взаємовідносин людини і природи в даному регіоні.

Відтак, якщо значення біологічного різноманіття для людини важко оцінити в абсолютному значенні, його вагомість можна показати і з іншої сторони – з позицій втрат, збитків від необдуманого і екстенсивного діяльності в басейні річки.

Жодна частина екосистеми не може існувати без іншої. Якщо з певної причини відбувається порушення структури екосистеми, зникає група організмів, вид, то згідно із законом ланцюгових реакцій може сильно змінитися або навіть зруйнуватися вся спільнота. Однак найчастіше, через якийсь час після зникнення одного виду, на його місці з'являються інші організми, інший вид, що виконує подібну функцію в екосистемі. Ця закономірність називається правилом заміщення або дублювання: у кожного виду в екосистемі є дублер. Таку роль зазвичай виконують види менш спеціалізовані, але більш гнучкі та адаптивні [190].

Стосовно цього існують певні різнотлумачення. За дослідженнями деяких вітчизняних вчених [34], смерть особини і загибель популяції не спричиняє загибелі екосистеми – вона, як було зазначено, перебудовує свою структуру. Або до неї включається нова популяція, норми реакції особин котрої, її генофонд, вписуються в генопласт екосистеми. Однак інше наукове твердження [33, 112] говорить, що екосистема нормально розвивається і еволюціонує тоді, коли вона ускладнюється, постійно збагачується у кількісному та якісному відношеннях.

З огляду на це, виникають певні розбіжності з біосферним законом ускладнення, адже допускається зникнення елемента екологічної системи.

Осягнути усю складність зв'язків у екосистемі і зрозуміти наслідки від зникнення будь-якого компонента доволі складно, особливо за короткий період часу. Однак, якщо провести паралелі з автомобілем, який також є системою, і прибрати, наприклад, одне із дзеркал заднього виду, то із впевненістю можна стверджувати, що рівень безпеки водія та пасажирів при русі транспортного засобу в результаті зовсім незначного спрощення на порядок зменшиться. Це ж відбувається і в екосистемах. Але це найчастіше не визнається через занадто малу

швидкість інколи дуже важливих перетворень (наприклад, еволюції виду), яку не можна виміряти чи підтвердити. Тому робиться висновок, що цього не існує [112].

У джерелах [1, 16] відзначено, що у відповідь на зміни в екологічних системах запускається механізм вторинних сукцесій, які мають характер поступового відновлення властивої даній місцевості спільноти після завданих ушкоджень (наслідків буревію, пожежі, вирубки, повені, випасання худоби, забруднення пестицидами, запуску полів). Виникла в результаті вторинної сукцесії клімаксна система може істотно відрізнятись від початкової, якщо змінилися деякі характеристики ландшафту або кліматичні умови.

В основу оцінювання рівня екологічної безпеки соціоекологічних систем має бути покладено вивчення та аналіз екологічних характеристик живих організмів тому, що від безпечного функціонування останніх залежить цілісність і повнота ланцюга живлення, невід'ємною складовою якого є людина. Крім цього, потребує зміни і підхід до використання фактичних даних. Виникає необхідність використання комплексних показників (наприклад, енергетики або продуктивності), які формуються під дією усіх без винятку факторів довкілля, з метою зменшення до мінімуму похибки вимірювань сотень встановлених нормативів до якості довкілля.

Враховуючи нерозривний зв'язок людини та її господарської діяльності з екологічними системами, в теоретичну основу оцінювання екологічної безпеки соціоекосистеми пропонується покласти неантропоцентричний підхід, теоретичні основи якого представлені у роботах [45, 46]. Зазначимо, що основною метою підходу є еволюція людини біосферної в ноосферну, яка буде можливою тільки у випадку збалансованості (гармонійності) взаємозв'язків людини і природи.

Принципи системного підходу до розв'язання поставлених задач будуть реалізовані шляхом постановки та аналізу результатів експериментальних досліджень, вивчення та використання отриманих функцій відгуку стенобіонтів (які є дуже гарними індикаторами умов і властивостей середовища [78]) об'єкту дослідження та показників продуктивності наявних живих елементів екосистем.

У джерелі [1] зазначено, що безпека екосистеми визначається близькістю її стану до кордонів стійкості. Ключовими вимогами в цьому сенсі є: збереження розміру і біомаси екосистеми, сталість видового (популяційного) складу і чисельних співвідношень між видами і функціональними групами організмів. Від цього залежить стабільність трофічних зв'язків, внутрішніх взаємодій між структурними компонентами екосистеми та її продуктивність.

Аналогічно до природних, безпеку соціоекосистем в більшості випадків також можна оцінювати за схожим принципом. Наприклад, у джерелі [1] зазначено, що для екосфери і її частин – біомів, регіонів, ландшафтів, тобто більш-менш великих територіальних природних комплексів, включаючи і адміністративний устрій, основним критерієм екологічної безпеки може виступити рівень еколого-економічного, або природно-виробничого паритету, тобто ступінь відповідності загального техногенного навантаження на територію її екологічній техноємності – граничній витривалості по відношенню до ушкоджуючих техногенних впливів.

Для окремих екологічних систем головними критеріями безпеки виступають цілісність, збереження їх видового складу, біорізноманіття та структура внутрішніх взаємозв'язків. Подібні критерії відносяться і до техніко-економічних систем [1]. Нарешті, для індивідуумів головним критерієм безпеки є збереження здоров'я і нормальної життєдіяльності.

Враховуючи вище викладене, розроблено методику оцінювання господарської діяльності (рис. 2.2), алгоритм якої складається з 9 кроків (етапів, рівнів) і може бути застосований як до діючих підприємств, так і до тих, які планується ввести в експлуатацію.

Важливо підкреслити, що рівень екологічної безпеки водної екосистеми пропонується визначати через відповідний індекс – індекс екологічної безпеки (ІЕБ). Назва даного показника не є новою і вже використовується у світовій науковій літературі. Однак оригінальним та новим вважаємо пропонований підхід до оцінювання та забезпечення: використовуючи токсикологічний (ІЕБ<sub>Т</sub>) та енергетичний (ІЕБ<sub>Е</sub>) відгуки гідробіонтів водних екосистем [9].

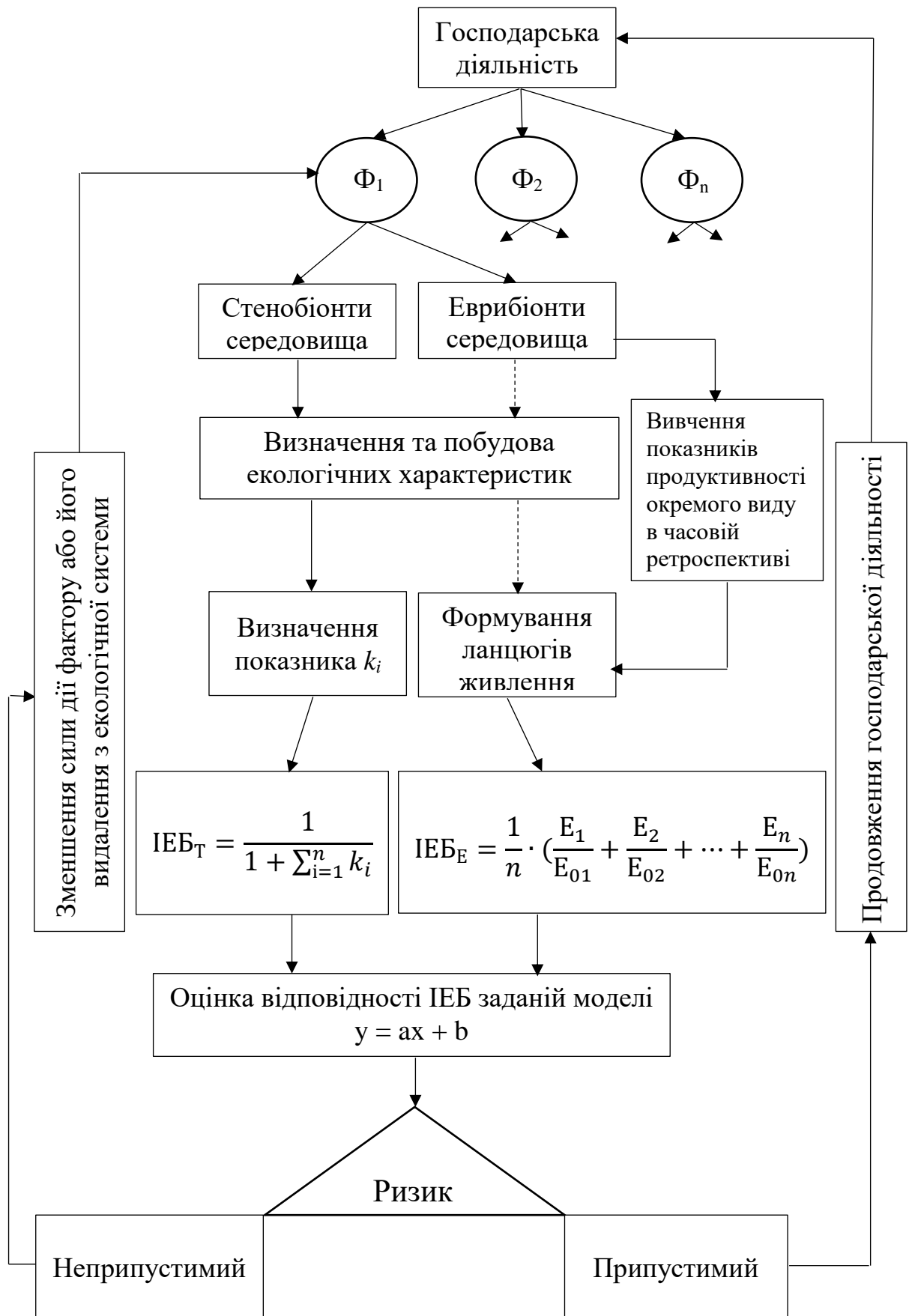


Рис. 2.2. Етапи оцінювання рівня екологічної безпеки соціоекосистеми (пояснення наведено у тексті)



На першому етапі оцінювання визначаються негативні фактори (від  $\Phi_1$  до  $\Phi_n$ ), які можуть вплинути, або вже впливають на довкілля. Це може бути однофакторний або багатофакторний вплив.

Другий етап полягає у тому, щоб виявити слабкі (найчутливіші) та найбільш репрезентативні (чисельні) види живих організмів. Перші відносяться до групи стенобіонтів (або стенотопів), які першими реагують на негативну дію фактору(ів), другі – до еврибіонтів. Останні в подальшому можна буде дослідити з позицій їх сталої продуктивності в екологічній системі протягом тривалого часу (враховуючи попередні наукові дослідження обраних популяцій).

На основі попередніх двох кроків пропонованого алгоритму формуються формалізовані функції відгуку об'єктів дослідження від діючого фактору, що є третім етапом оцінки. При цьому для стенобіонтів ця операція є обов'язковою, оскільки в подальшому необхідно буде визначати показник потенційної смертності  $k_i$ . Що стосується еврибіонтних видів, то в цьому випадку більш доцільним вважаємо використання показників загальної (сумарної) чи питомої продуктивності виду у водній екосистемі, з метою їх подальшого узагальнення та інтегрального представлення.

Розкриємо детальніше суть оцінювання ІЕБ на основі екологічних характеристик стенобіонтів. Враховуючи результати аналізу джерел інформації та власні дослідження, індекс екологічної безпеки для водного середовища (по суті його якість), за токсикологічним відгуком пропонується розрахувати за наступною формулою (2.1):

$$IEB_T = \frac{1}{1 + \sum_{i=1}^n k_i}, \quad (2.1)$$

де  $IEB_T$  – індекс екологічної безпеки водної екосистеми;

$k_i$  – коефіцієнт можливого рівня смертності живих організмів при перевищенні  $i$ -ої концентрації забруднювача у природному середовищі (має розраховуватися на основі екологічних характеристик стенобіонтів);

1 – значення функціональної цілісності екосистеми – стан «дикої природи».

При цьому  $k_i = f(C_i)$ . Залежність може бути виражена будь-якою математичною моделлю, яка описує криву толерантності організму до діючого фактору.

Розглянемо діапазон значень, які може приймати  $k_i$ , тобто його мінімальне та максимальне значення. У першому випадку, коли вплив антропогенних факторів на організм відсутній,  $k_i=0$  і ступінь виживаності стенобіонтів можна прийняти за 100% або 1. При підстановці цього значення у вираз (2.1) –  $ІЕБ_T = 1$ , це буде означати функціональну цілісність екологічної системи. У протилежному випадку, коли на стенобіонтів екологічної системи діє один або декілька негативних факторів,  $k_i$  буде приймати значення від 0,1 до 1 ( $0 < ІЕБ_T < 1$ ), і характеризуватиме певний відсоток смертності досліджуваних особин. Якщо припустити, що  $\sum k_i = \infty$ , то  $ІЕБ_T$  буде максимально наближатися до нуля. Загалом, чим менше значення індексу екологічної безпеки, тим гіршим є стан довкілля. Графічно підхід пояснюється наступним чином (рис. 2.3) [12].

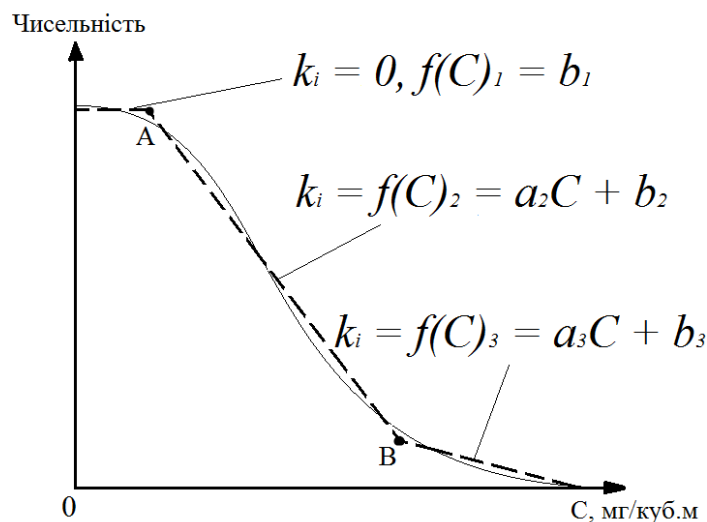


Рис. 2.3. Закон толерантності у визначенні складової  $k_i$   $ІЕБ_T$

Відзначимо, що застосування правої частини кривої нормального розподілу для визначення  $k_i$  пояснюється тим, що концентрація забруднювача не може мати від'ємних значень і у лівій частині обмежена нулем. Зростання показника смертності пропонується описувати або трьома прямими ( $f(C_i)_1$ ,  $f(C_i)_2$  та  $f(C_i)_3$ ), або з допомогою рівнянням Ферхюльста, оскільки криві даного типу (S-подібні) добре

описуються логістичною залежністю. Крім цього, можна застосовувати інтегральне числення загалом до екологічної характеристики або до її окремої частини (2.2):

$$S(f(C)) = \int_0^C \sum_{i=1}^3 (a_i C_i + b_i) dC, \quad (2.2)$$

Основна увага, при використанні лінійної інтерполяції, має бути приділена прямій  $f(C_i)_2$ , яка включає кінцеву точку (А) зони оптимуму та першу (В) – зони стресу і смерті біотичного об'єкту екологічної системи. Під зоною оптимуму розуміється діапазон  $(-\sigma; +\sigma)$ , а саме частина  $(0; +\sigma)$ , адже концентрація забруднювача не може приймати від'ємні значення. На рис. 2.3 вона відповідає прямій  $f(C_i)_1$ .

Новизна методу оцінки екологічної безпеки, який пропонується, для водного середовища полягає у тому, що в результаті ми отримаємо не автономне число, яке показує перевищення екологічних нормативів впливу на довкілля в певному місці, а комплексне, адже в отриманій ЕХ враховано абіотичну та біотичну складову екологічної системи і показано їх зв'язок.

Повертаючись до алгоритму оцінювання екологічної безпеки (рис. 2.2), на четвертому етапі для стенобіонтів визначається показник потенційної смертності або формуються ланцюги живлення, з метою визначення сталості продукування екологічною системою природного ресурсу. Так, якщо господарська діяльність у вигляді одного або декількох факторів (які можуть бути підсилені природними або один одним) негативно впливає на довкілля, а нормативні величини цього не фіксують, у природній системі обов'язково відбудуться зміни у продукуванні біомаси певного її елемента.

На п'ятому етапі запропонованого алгоритму можливі дві дії. У першому випадку, оцінювання екологічної безпеки побудовано на екологічній характеристиці стенобіонтних живих організмів. Такий підхід пояснюється міркуванням про те, що якщо середовище життя є безпечним для найбільш чутливого до діючого негативного фактору організму екологічної системи, то і ризик нанесення шкоди здоров'ю людини буде мінімальним.

У джерелі [1] зазначено, що людина по відношенню до абіотичних факторів середовища – яскраво виражений еврибіонт. Широта пристосування до різних умов і найширше розселення по планеті досягнуті нею за рахунок уміння технологічно пристосовувати для власних потреб навколишнє середовище, створювати сприятливий мікроклімат. Однак в біологічному сенсі, принаймні щодо температурного чинника, людина, позбавлена мінімальних засобів захисту від холоду (притулку, одягу, вогню) і не володіє хутровим покривом – справжній стенотерм: примат тропічного походження.

Тому, очевидним є факт, що принципи антропоцентризму не можна закладати в методологічну основу забезпечення екологічної безпеки, в тому числі її оцінювання.

Другий варіант п'ятого етапу алгоритму складніший. Якщо невідомо, до якої групи організмів за токсикологічною реакцією належить той чи інший живий елемент екологічної системи, виконується оцінювання енергетичних втрат у ланцюзі живлення для кінцевого споживача – людини. В основу пропонованого підходу покладено висновок про те, що сумарна біомаса стабільної екосистеми відносно постійна [1]. Тому цінними для аналізу причинно-наслідкових зв'язків погіршення рівня екологічної безпеки в будь-якій екосистемі є історичні дані досліджень цих систем, в тому числі якісного та кількісного характеру.

Відомо, що при переході від одного трофічного рівня до іншого частина доступної енергії не сприймається, частина віддається у вигляді тепла, екскрементів, а частина витрачається на дихання. У середньому при переході з одного трофічного рівня на інший загальна енергія зменшується приблизно в 10 разів («правило 10%»). Чим довше ланцюг живлення, тим менше залишається у кінці доступної енергії. Тому число трофічних рівнів ніколи не буває занадто великим. Відзначимо й те, що складові  $K_2$  та  $K_3$  не є графічним відображенням суто одного виду організму в ланцюзі живлення, а можуть включати систему із двох або трьох видів.

Доцільно буде зазначити, що згідно із законом розподілу деструкції органічної речовини між різними групами організмів для великих консументів допустимим є

вилучення не більше 1% щорічної продукції біосфери («правило 1%»). Сьогодні людство у багато разів перевищило природний «норматив», техносферний колообіг речовин істотно розімкнутий і в кількісному, і в якісному відношенні. Оскільки техногенний масообмін становить помітну частину глобального кругообігу речовин, своїм розімкненням він порушує необхідну високу ступінь замкнутості біотичного колообігу, яка вироблена в процесі тривалої еволюції і є найважливішою умовою стаціонарного стану біосфери. Це свідчить про порушення біосферної рівноваги, глобальну екологічну кризу [1, 106].

Тому цілком обґрунтованим є використання методу оцінювання екологічної безпеки екосистеми, побудованому на енергетичних колообігах, є актуальною задачею. При цьому на продуктивність кожного виду, популяції чи організму впливає увесь комплекс факторів довкілля. Щодо показників гранично допустимих концентрацій, то добре відомим є факт, що у довкіллі дія шкідливих речовин, концентрація яких не перевищує норматив, може бути підсилена іншими факторами середовища і згубно впливати на елементи екологічних систем [47].

Повертаючись до пропонованого алгоритму оцінки екологічної безпеки (рис. 2.2), зазначимо, що величини від  $E_1$  до  $E_n$  характеризують сучасні показники чисельності або щільності живих компонентів певного виду в екосистемі, а від  $E_{01}$  до  $E_{0n}$  – історично зафіксовані та прийняті за «еталонні» значення показників чисельності (щільності) живих компонентів певного виду в екосистемі.

У результаті антропогенної дії змінюються об'єми (здебільшого зменшуються) продукування органічної продукції рослинами  $P$  і, як наслідок, її потоки в загальній структурі певного ланцюга живлення для кожної наступної ланки  $E_n$ . В якості прикладів таких негативних дій на різні складові ланцюга живлення можна привести замори риби, вплив на водну товщу в плані зменшення її властивостей світлопоглинання та світлопропускання, що одразу ж позначається на об'ємі первинної продукції автотрофів водойми.

Зазначені зміни покладено в основу другого варіанту визначення *ІЕБ* території, якщо невідомі стенобіонтні види або їх кількість невелика. На основі історичних даних, коли екологічна система була непорушена людиною, обирається

еталон енергетичної ємності  $E_0$  і за ним продовжується розрахунок. Конвертування живої речовини в одиниці енергії пропонується спираючись на численні дані енергетичної ємності харчової сировини в літературних даних.

У випадку, якщо не відомо значення  $E_n$ , тобто сучасний показник продуктивності, виражений сумарними або питомими значеннями, треба використовувати шлях алгоритму через екологічні характеристики. Знаючи або визначивши екологічну характеристику виду на діючий негативний фактор антропогенного походження на досліджуваній території, можна визначити біомасу або чисельність досліджуваних організмів і використовувати ці показники на шостому етапі пропонованого алгоритму.

Доцільність виконання розрахунків таким чином пояснюється тим, що енергія, на відміну від грошей, є універсальним оціночним критерієм, який не втрачає своєї вагомості з часом. Іншими словами 1 кілограм меду містив однакову кількість енергії і в 1700, і в 2015 роках. У [1] на цей рахунок зазначено, що величини природної ємності виробничої території та екологічної техноємності території можуть бути виражені масою речовини, стандартизованої за небезпекою (токсичності), а також мати енергетичний або грошовий вираз. При загальних модельних оцінках кращим є енергетичний підхід. Відтак вважаємо можливим використання даних сумарного (за квартал, півріччя, рік) видобутку ресурсу, або динаміку зміни його густини у середовищі. Наприклад, у 1980 році у Дніпро-Бузькому лимані було виловлено близько 9 тис. тон риби [58], у той час як 2012 – лише 3 тис. т [146].

У 1951-1955 роках в Дніпро-Бузькому лимані, за даними [44], виловлювали в середньому 160 т прохідних риб, у 1976-1979 рр. – обсяг лову зменшився до 31 т, а в кінці 80-х років ХХ століття більшість цих видів опинилися під загрозою зникнення (осетер, білуга, севрюга, пузанок). До зазначеного фактажу додамо, що тенденції зменшення вилову та кількості риби у водній екосистемі головним чином пов'язані з несталими моделями та підходами до господарювання на ній чи біля неї. Відтак, не можна казати, що занепад риболовецького флоту позначився на об'ємах добування водних біоресурсів. Навпаки, зменшення кількості останніх є причиною

змін в структурі рибної промисловості України. Критерії відбору тест-організмів методу токсико-енергетичного відгуку наведено у додатку Ж.

На шостому етапі алгоритму (рис. 2.2), проводиться аналіз відповідності отриманого значення ІЕБ заданій моделі розвитку соціоекологічної системи. Планування розвитку, якому, на противагу методам оцінки, приділяється значно менше уваги, пропонується здійснювати за прямолінійною функцією, оскільки це твердження вважаємо дотичним до положення Організації Об'єднаних Націй про «поступальний (розмірений) розвиток» [123, 195], а сама функція є досить простою для розуміння та використання. При цьому, особливу увагу звернемо на вільний член рівняння ( $b$ ) та коефіцієнт аргументу ( $a$ ) (рис. 2.2), тому що вони характеризують вагомість власне екологічної складової розвитку, а не окремий її елемент (наприклад, обсяг викидів парникових газів, чи площу природно-заповідного фонду регіону). Тобто, враховуючи загальну ситуацію розвитку регіону в будь який рік чи місяць визначеного періоду, ці величини будуть змінюватися відповідно до потреб реального часу, щоб в результаті досягнути поставленої мети – чітко визначеного значення ІЕБ. Тому пряма є оптимальним інструментом задання мети розвитку.

Визначення ризиків нанесення шкоди екологічним системам внаслідок ведення певного виду господарської діяльності людини проводиться на сьомому етапі. Відзначимо, що теорія оцінки екологічної безпеки на основі ризиків виникла у Сполучених Штатах Америки у 70-х роках ХХ століття і відтоді розроблено значну кількість методик визначення ризику для кожної окремої ситуації (техногенного впливу). Ґрунтовні дослідження по визначенню екологічного ризику викладені у роботах вітчизняних [47, 61, 70, 83, 108] та закордонних [4, 71, 170, 191] вчених. Тому, в залежності від регіональних (місцевих) умов необхідно проводити відповідні розрахунки.

На даному етапі дослідження можна стверджувати, що визначення екологічного ризику для водних екосистем описується наступною функціональною залежністю (2.3):

$$R = f(N, W, t), \quad (2.3)$$

де  $N$  – кількість населення в басейні водного об'єкту або його частині,  $W$  – водність річки (на яку впливають показники водозабору населенням та промисловістю, кількість опадів, температурний та вітровий режим, ступінь зарегулювання річкового басейну та ін.),  $t$  – місяць року. Важливо відзначити, що в даному випадку екологічний ризик визначається з метою попередження вододефіциту або погіршення якості водних ресурсів, особливо у нижній течії річки, що може привести до зменшення показників продуктивності досліджуваної екосистеми [12].

Восьмий етап базується на логічному аналізі отриманих оцінок із подальшим формулюванням висновків про можливість подальшого провадження господарської діяльності, яка характеризується певним набором негативних факторів на навколишнє середовище.

Відтак, на дев'ятому, заключному, етапі експертним шляхом мають формулюватися умови подальшого функціонування підприємства.

Результати від використання запропонованого алгоритму, на нашу думку, будуть більш об'єктивними, оскільки використання показників, які характеризують екологічну систему комплексно (в даному випадку – часова динаміка енергетики (продуктивності) складових ланцюга живлення, та швидкість і якість реакції найбільш чутливих «рецепторів» (стенобіонтів) довкілля), дозволить значно зменшити значущість похибок вимірювання сотень параметрів стану навколишнього середовища в кінцевому значенні оцінки екобезпеки.

#### **2.4. Територіальні особливості об'єкту дослідження та технічне оснащення**

Миколаївський регіон, а саме гирловий комплекс річки Південний Буг, де проводились дані дослідження, характеризується показниками найбільшого вододефіциту на 1 жителя серед усіх областей України. Відповідно до даних Державного комітету статистики України за 2015 рік, на одну людину в області припадає близько 90 л ґрунтових питних вод. Оскільки майже вся область розміщена у басейні Південного Бугу, дослідження вирішено було проводити у його гирловій частині, як найбільш репрезентативній ділянці водної екосистеми, по відношенню до антропогенного впливу.



У джерелі [232] підкреслюється, що багатофакторний вплив на водну екосистему об'єктивно можна оцінити тільки при дослідженні гідробіонтів в умовах *in situ* або наближених до них в лабораторних умовах. Показниками змін в екосистемі можуть бути смертність, міграція або пригнічення репродуктивної функції водних організмів. У [217], наприклад, дослідження зосереджено на аналізі токсичного впливу агрохімікатів на водну біоту. При цьому формувалися різного роду комбінації агрохімікатів (зі 178 речовин), які діють, і спітовариства видів гідробіонтів (42 види).

Незважаючи на те, що абіотичні параметри є зручнішими, адже характеризують безпосередньо склад середовища (його конкретні негативні зміни) і чітко виражені числовим значенням, отримати по ним повну характеристику середовища неможливо. Головний критерій – реакція на неї біоти – залишається майже неврахованим. Крім того, сучасний антропогенний вплив на водні екосистеми, як правило, дуже складний, і навіть за умови контролю значної кількості абіотичних параметрів завжди залишається сумнів, що певні впливові фактори все ж залишилися неврахованими. Нарешті, реакція екосистем істотно залежить не тільки від складу чинників, але і від їх взаємодії. Тому, відповідно до висновків [173], все це дуже ускладнює оцінку стану екосистеми і якості водного середовища за одними лише абіотичними параметрами.

Важливим критерієм вибору тест-організму є його розмір. Оскільки невеликі гідробіонти швидше реагують на токсикант, є більш практичними та доступними, то дослідження токсикологічного відгуку були зосереджені на представниках стеномакрозообентосу. Використовуючи результати попередніх досліджень [7, 64, 165, 173, 174, 192, 198, 215-217, 223, 225], в якості організмів-індикаторів, які задовольняють сформовані вимоги, обрано наступні 5: бокоплави (*Amphipoda*), веснянки (*Plecoptera*), одноденки (*Ephemeroptera*), волохокрильці (*Trichoptera*) та віслокрилки (*Megaloptera*). Усі вони можуть мешкати в прісних водах і є дуже чутливими до забруднення води, тобто стенобіонтами. Таким чином, визначення індексу екологічної безпеки (ІЕБ) водної екосистеми, розширюючи вираз 2.1, буде мати наступний повний формалізований вигляд (2.4):

$$IEB_T = \frac{1}{1 + \sum_{i=1}^n k_i} = \frac{1}{1 + k_{\text{б}} + k_{\text{вс}} + k_{\text{од}} + k_{\text{вк}} + k_{\text{вл}}}, \quad (2.4)$$

де,  $k_i$  – показники смертності особин кожної відповідної групи:  $k_{\text{б}}$  – бокоплави;  $k_{\text{вс}}$  – веснянки;  $k_{\text{од}}$  – одноденки;  $k_{\text{вк}}$  – волохокрильці;  $k_{\text{вл}}$  – вілоскрилки.

Наступним етапом було обрання точки проведення польових досліджень на водному об'єкті. Оскільки гирлові та лиманні ділянки річок є найбільш показовими з точки зору якості господарювання людини вверх за течією (загального антропогенного навантаження на екологічну систему), місця відбору проб були зосереджені в гирлі річки Південний Буг (рис. 2.4).

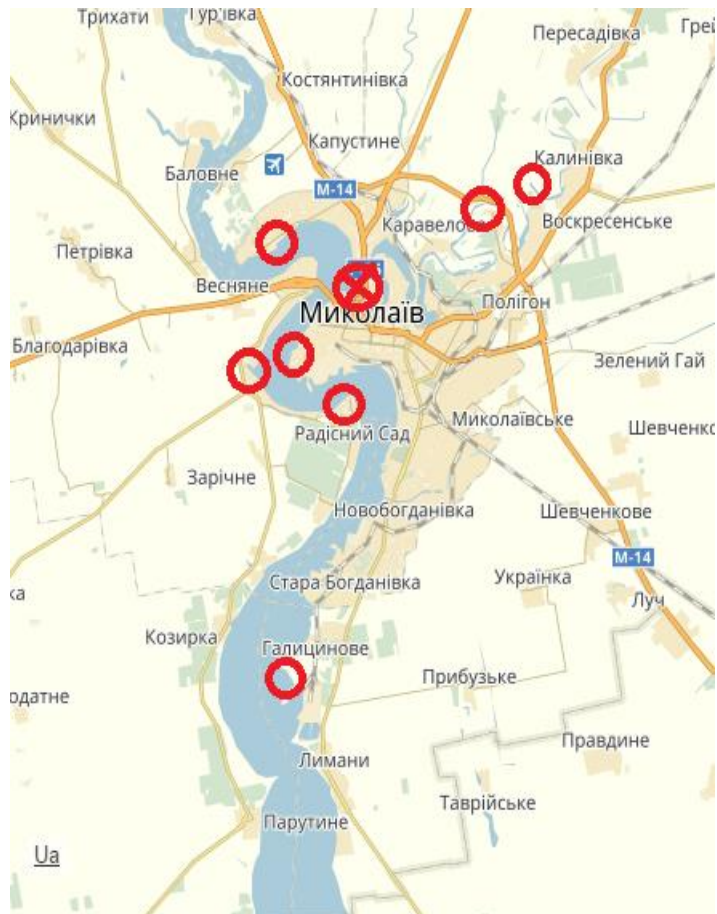


Рис. 2.4. Місця відбору проб у гирловому комплексі Південного Бугу

Основною точкою відбору проб став Миколаївський міський пляж «Стрілка», з огляду на її компромісне розташування між лиманними та прісними водами. Також потрібно було мінімізувати вплив на результати досліджень вод (прісних з

усієї України та морських) Дніпро-Бузького лиману. Тобто точка має розташовуватися вище Бузького лиману, який є найбільш забрудненою та продуктивною частиною Дніпро-Бузького [44], та якомога нижче у гирлі.

Таким чином, оцінювання ІЕБ соціоекосистеми регіону пропонується здійснювати на основі аналізу показників гідробіонтів гирлової системи річки Південний Буг, які є інтегральними показниками стану басейну вцілому по регіону. Адже водна екосистема є найбільш репрезентативною для комплексного аналізу динаміки антропогенного навантаження на довкілля [1, 91].

В період польових досліджень у відібраних пробах ґрунту та на підводних об'єктах (каміння, уламки дерев, очерет тощо) були виявлені лише бокоплави. Використання їх в якості тест-організмів серед українських науковців досліджено слабо. Значно більше уваги їм приділяється закордонними вченими.

Програма експерименту складалася з декількох етапів:

- відбір проб води та відлов гідробіонтів;
- підготовка зразків;
- імітація характерного для регіону негативного фактору антропогенного походження;
- спостереження та фіксування результатів;
- обробка даних.

Загалом, його суть полягала в тому, що виловлені в річці організми поміщувалися в ємності з водою, в яку було додано полютант (детергент торгової марки «Gala», вироблений в Україні), і фіксувався час життя або ж швидкість загибелі кожного з них. Зазначимо склад детергенту, який було представлено на упаковці: «більше 30 %: сульфати; 15–30 %: карбонати, силікати; 5–15 %: аніонні поверхнево активні речовини (ПАР); менше 5 %: кисневмісні відбілювачі, полікарбоксилати, неіоногенні ПАР, лимонна кислота, стабілізатори, фосфонати, комплексоутворювачі, ензими, піногасник, оптичні відбілювачі, барвники, ароматизатори. Допускається вміст фосфатів від 0,2 до 5 %».

На підготовчому етапі досліджень, який тривав близько 45 днів, було виявлено можливі лімітуючі фактори, які могли вплинути на результати чи перебіг

експерименту [164]. По-перше, було зафіксовано, що на бокоплавів не впливає густина посадки. Однакові результати життєдіяльності спостерігалися в літрових, півлітрових та чвертьлітрових ємностях, в яких знаходилося від 3 до 10 особин бокоплавів.

По-друге, досліджено, чи впливає природа води на життєдіяльність. В кожній об'ємній групі (1, 0,5 та 0,25 л) готувалися наступні зразки: вода з річки, вода з річки профільтрована (фільтр біла стрічка – 2 мкм), вода з міського водопроводу, вода з річки з додаванням детергенту (миючого засобу «Gala») у концентрації 1 %. Через 80 днів спостережень було виявлено, що у зразках з річковою водою доля мертвих рачків склала всього лише 10 %. До того ж, після обмеження простору деякі рачки у посудинах починали спарюватися і через деякий час з'являлося молоде покоління, яке, найчастіше, згодом з'їдалося дорослими особинами.

За результатами цього етапу дослідження можна зробити висновок і про те, що тривала відсутність поживних речовин у воді також є лімітуючою для бокоплава у природному середовищі. Так, першими помирають особини, які були поміщені у зразки з профільтрованою річковою водою – через шість діб 50 % особин загинуло. У інших зразках змін у чисельності протягом двох тижнів не спостерігалось.

По-третє, було досліджено вплив температури води на життєдіяльність бокоплавів. Виявлено, що за температури води більше 28 °C за 0,5–1 годину гине 100 % особин у зразку як з річковою водою, так і з забрудненою (у різні посудини додавалися технічні масла, розчинники та пральний порошок). Загалом, було виявлено, що фактор температури (оскільки вода в лимані ніколи не нагрівається вище 27–28 °C) не впливає в природних умовах на життєдіяльність рачків.

Було відмічено, що у зразках з нафтопродуктами бокоплави дуже часто підіймалися на гору за киснем. Через це до їхнього тіла у поверхневому масляному шарі приєднувався невеликий об'єм повітря, через що рачки не могли лягти на дно і відпочивати (як це відбувалося у контрольних зразках). Їх постійно підіймало уверх. Наявність такого стресового фактору також пришвидшувала їх загибель.

Однак, якщо імовірність розливу нафтопродуктів у гирлі річки Південний Буг та міста є дуже малою (з огляду на незначну кількість танкерів, що приходять у

порти міста та нешкодочинну для них силу штормів), то забруднення даної водної екосистеми господарсько-побутовими стічними водами є типовим і дуже високим вже понад 35 років. Відомо, що основну частину цих скидів утворюють миючі засоби побутового користування.

Особливо шкідливими для водної екосистеми є синтетичні поверхнево активні речовини (СПАР) та фосфати, що підкреслюється результатами досліджень, наведених у [150, 153, 222].

На рахунок перших, у [150] підкреслюється їх токсичність по відношенню до всіх гідробіонтів: для водоростей – 0,5–6,0 мг/дм<sup>3</sup>, для мікроорганізмів – 0,8–4,0 мг/дм<sup>3</sup>, для безхребетних – 0,01–0,9 мг/дм<sup>3</sup>. СПАР накопичуються у всіх без виключення представниках флори і фауни водного об'єкту, за рахунок чого знижується їх токсичність.

Аналіз даних [153] дозволяє виділити неіоногенні ПАР як найбільш небезпечну групу з-поміж інших наведених класифікаційних одиниць. Тут же представлено результати дослідження впливу прального порошку «Лотос» на життєдіяльність ставковика звичайного або великого (*Lymnaea stagnalis*). Однак ніяк не обґрунтовано вибір даного гідробіонту.

У джерелі [222] говориться про те, що дослідження впливу СПАР на гідробіоту є прекрасною основою для управління якістю стічних вод та зменшення їх негативної дії на внутрішні зв'язки водної екосистеми.

Важливим результатом підготовчого етапу експерименту стало виділення головного негативного фактору антропогенного походження на екосистему Південного Бугу у його нижній течії – господарсько-побутових стічних вод, який протягом години може викликати загибель усіх піддослідних особин.

Після визначення не впливових факторів, експериментальна робота була побудована наступним чином: до ємностей з водопровідною водою (бокоплави були позбавлені харчів, що пришвидшувало хід досліджень) додавалась певна маса прального порошку для моделювання можливих концентрацій у водній екосистемі (табл. 2.1).

## Концентрації детергенту у воді

№ дослідного зразка	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
C, мг/л	100	200	300	400	500	600	700	800	900	1000

Дослідження комплексної дії компонентів прального порошку, без виділення окремої шкідливої речовини, пояснюється тим, що такий варіант є більш достовірним з огляду на врахування синергетичної дії сукупності забрудників на живий організм (або ж ланцюг живлення вцілому) в навколишньому середовищі.

Оперування реакцією тільки стенобіонтів на забруднювач або їх комплекс, дозволить зменшити похибку значень під час визначення індексу екологічної безпеки у порівнянні з сучасними методами індексної оцінки стану навколишнього середовища.

## 2.6. Висновки до другого розділу

1. На основі логічного аналізу генезису регіональних екологічних проблем доведено, що існуюча (антропоцентрична) модель забезпечення екологічної безпеки, в основі якої є використання поняття «гранично допустимого значення», не фіксує синергетичних та кумулятивних ефектів дії антропогенних та природних факторів в соціоекосистемах. Це зумовлює необхідність розробки нових комплексних підходів та методів до оцінювання рівня екологічної безпеки навколишнього середовища.

2. В основу оцінювання рівня екологічної безпеки запропоновано покласти максимально наближені до умов *in situ* формалізовані функції відгуку (екологічні характеристики) стенобіонтів екосистем на комплекс діючих факторів; показники продуктивності (енергоємності) природної системи, особин виду, популяції, які інтегрують принцип комплексності в алгоритм визначення рівня екологічної безпеки.

3. Тест-організмами в токсикологічному експерименті обрано бокоплавів, одnodенок, веснянок, волохокрилець та віслокрилок, а діючим фактором – розчин детергенту, що задовольняє наступні критерії: типовість для основних трофічних рівнів досліджуваної водної екосистеми, чутливість до різноманітних токсичних речовин, економічність, доступність та простота виконання заходів біотестування. Енергетичний відгук біотичних компонентів запропоновано визначати на основі дослідження цілісності і повноти регіональних трофічних ланцюгів.

4. Визначення рівня екологічної безпеки за показником смертності ( $k_i$ ) та енергобалансу дозволить зменшити значення похибок вимірювання в кінцевому чисельному значенні оцінки стану навколишнього середовища.

## РОЗДІЛ 3.

# ОЦІНЮВАННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ РЕГІОНУ МЕТОДОМ ТОКСИКО-ЕНЕРГЕТИЧНОГО ВІДГУКУ

### **3.1. Наслідки незбалансованого водокористування у соціоекосистемі (на прикладі Миколаївського регіону)**

В умовах надзвичайно швидкого технічного прогресу та збільшення споживчих потреб людей, збереження та раціональне використання водних ресурсів повинно займати одне з центральних місць в системі управління безпекою екологічних систем. Сам же процес має бути побудований на комплексному аналізі діючих на екосистемі негативних факторів в регіоні [162]. Ця думка неодноразово підкреслювалася на міжнародному рівні Організацією Об'єднаних Націй [118, 195, 220, 233] та у різного роду роботах вчених [182, 196, 201, 236].

Такий підхід пояснюється декількома причинами. По-перше, відомо, що без води людина ледве зможе прожити добу. Питна вода є однією з базових біологічних потреб більшості живих організмів біосфери, в тому числі і людини. Відтак, виникнення дефіциту чи відсутність її в забезпечених, до певного часу, водою місцях, в значній мірі позначаються на благополуччі окремого виду чи функціональній цілісності екологічної системи.

По-друге, важко переоцінити вклад водних екосистем у забезпечення і пришвидшення колообігів речовин, енергії та інформації, які вони здійснюють на Землі. Цей аспект цінності вод, в контексті глобальних біогеохімічних циклів, був ґрунтовно досліджений у роботах Вернадського В. І. [24].

По-третє, будь-який природний водний об'єкт, за умови його раціонального використання, є в певній мірі «вуликом», який протягом багатьох десятиліть може задовольняти потреби людського суспільства в біологічному, виробничому чи культурному аспектах. У західній літературі такі потреби узагальнено терміном «екосистемні послуги», кількісну характеристику яких для об'єкту дослідження буде наведено у роботі дещо пізніше.



Спираючись на це, вважаємо, що рівень екологічної безпеки водних систем в значній мірі визначає рівень розвитку соціоекосистеми. Стан водних ресурсів у кожному регіоні світу погіршується, хоча усі наведені авторами думки не є чимось новим, а синтезовані на основі наявних результатів досліджень. Якщо абстрагуватися від правової складової питання, яка на законодавчому рівні в більшості країн витримана на високому рівні, проблема виникає на практиці.

Перше – система оцінки антропогенного навантаження на природне середовище, яка побудована на використанні поняття «гранично допустимого значення» негативного фактору, є «консервативною» і не забезпечує об'єктивності отриманих результатів, не зважаючи на бази даних у 1000 нормативних показників. Відомо, що у навколишньому середовищі на будь-який об'єкт довкілля одночасно діє значно більше факторів з різною інтенсивністю. При цьому не враховується наявність їх синергетичної взаємодії [108].

Друге – надмірне зарегулювання стоку річок. Сьогодні дуже повільно відбуваються процеси переосмислення доцільності створення водосховищ та ставків в басейні річок.

З кожним роком, враховуючи загострення продовольчих та екологічних проблем у світі і в Україні зокрема, все більшого значення набувають водні ресурси, особливо прісні. На даний час можна казати про значну їх недооцінку майже в кожному куточку планети, що, власне, і викликає низку екологічних проблем, пов'язаних з водою: виснаження водних об'єктів, надмірне зарегулювання, фізичне та хімічне забруднення вод та ін. Доповнюючи ці явища процесами кількісного та якісного збіднення гідробіоти, не викликає питань необхідність якомога швидшого розв'язання цієї проблеми.

Звужуючи масштаб проблеми до регіонального рівня, в даному випадку – Миколаївського регіону України, до загального списку проблем додається ряд місцевих. Так, область є лідером за показниками дефіциту запасів питної води на 1 жителя, за гідрометеорологічними умовами вона відноситься до зони ризикованого землеробства з низькою щільністю гідрографічної сітки.

З огляду на це, важливо визначити причину кризового екологічного стану річки Південний Буг, яка в даному випадку є об'єктом дослідження і майже повністю охоплює територію області, та, що не менш важливо, об'єктивно оцінити її стан. Адже нині усе частіше з'являються думки про те, що нормативний підхід до оцінки антропогенного навантаження на довкілля не задовольняє цю умову і, як наслідок, значною мірою впливає на якість процесів управління водними екосистемами [11].

Попередні дослідження екосистеми Південного Бугу безпосередньо мали місце, але носили вони несистемний і точковий у часі характер, в значній мірі відповідаючи тезі про те, що в будь-яких річках умови у верхній, середній та нижній течії дуже сильно відрізняються [3].

Так, проводилися дослідження верхньої течії річки Південний Буг на предмет якісного та кількісного складу фітопланктону [13], господарського освоєння [98], гідрологічного режиму середньої течії [57], та в цілому по руслу [111]. У джерелі [176] узагальнено сучасні негативні тенденції у функціонуванні водної екосистеми річки Південний Буг.

У [19, 57] було підкреслено проблему зарегулювання стоку річки, як одну із найбільш негативних впливових факторів на функціональну цілісність водної екосистеми.

В розрізі імплементації положень Водної рамкової директиви Європи в українське природоохоронне законодавство, було проведено екологічну оцінку ділянок річки Південний Буг з використанням методів біоіндикації, гідрохімічного аналізу вод (в основу покладені концентрації азоту та фосфору), з метою забезпечення умови комплексності отриманого значення. Екологічний стан річки пропонується оцінювати індексом в діапазоні від 0 до 1 (найкращий) [111].

Звужуючи масштаб досліджень до локального (або місцевого), вважаємо за доцільне зупинитися на категорії населеного пункту, який можна вважати головним суб'єктом дії на навколишнє середовище з численною кількістю різного роду та інтенсивності антропогенних факторів.

Аналіз соціально-економічних та природних умов Миколаївського регіону, в контексті вибору точки дослідження рівня екологічної безпеки водної екосистеми, дозволяє стверджувати про найбільшу репрезентативність потенційних результатів у місті Миколаїв, яке є останнім найбільшим поселенням у басейні річки Південний Буг і розташовується в її гирлі: частково – вздовж ділянки з лиманним типом водного режиму. Це друге за потужністю промислового виробництва поселення на півдні України, яке на даний час має значний ресурсний та кадровий потенціал для подальшого розвитку. І дуже вагомим місцем у функціонуванні міста, з огляду на особливості розвитку та сучасну структуру промислового комплексу, займає наявність поверхневих природних водотоків. Враховуючи те, що Бузький лиман є невід’ємною найбільш продуктивною (і найбільш забрудненою) частиною Дніпро-Бузької естуарної екосистеми [44, 86], а місто знаходиться у посушливій степовій зоні, то водна екосистема має визначальне значення для загального стану прилеглих систем [11].

Досліджувану водну екосистему в межах Миколаєва (гирловий комплекс річки Південний Буг (рис. 3.1)) можна вважати індикатором ефективності та раціональності господарської діяльності, яка провадиться вище за течією, з декількох причин.

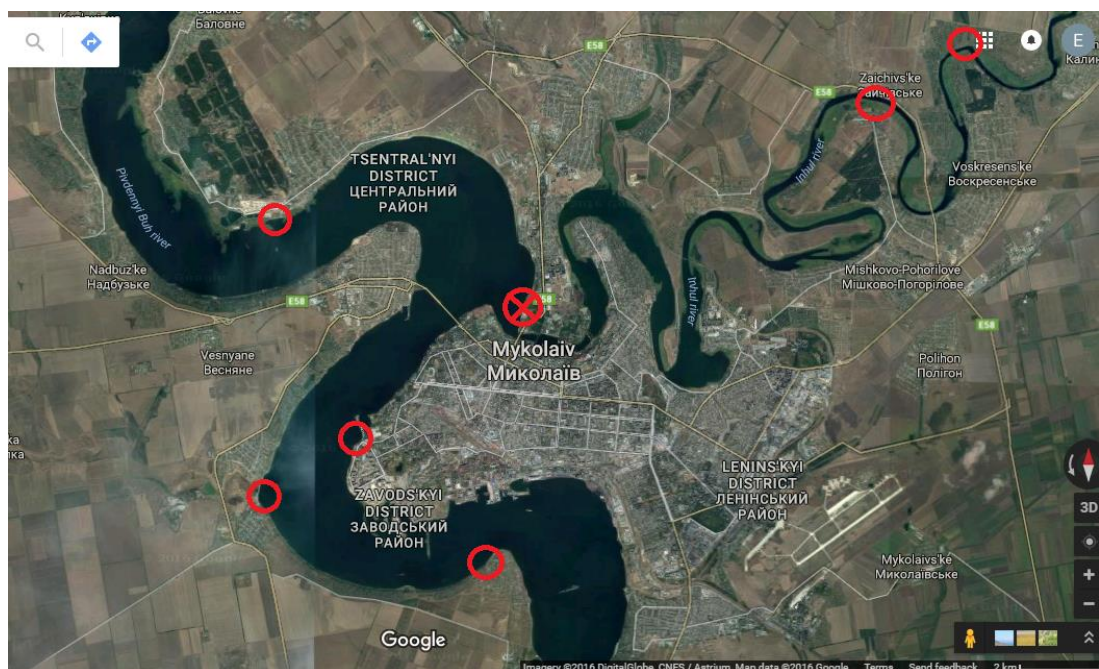


Рис. 3.1. Гирловий комплекс річки Південний Буг

По-перше, у попередніх розділах було доведено, що нижні течії річок найбільше страждають від антропогенної діяльності, з-поміж інших ділянок басейну. Це пов'язано з тим, що усі скинуті забруднюючі речовини більшою чи меншою мірою будуть мати прямий вплив на прилеглі до гирла екосистеми.

По-друге, на відміну від атмосфери, для якої характерною ознакою є висока швидкість розбавлення та перенесення викинутих шкідливих речовин на значні відстані, у водному середовищі ці процеси не такі динамічні, а інколи й протилежні (забруднюючі речовини осідають в донних відкладах, швидше потрапляють в ланцюг живлення, або повільно розкладаються і майже постійно присутні у воді). До того ж, більшість шкідливих речовин з атмосферного повітря (зазвичай з опадами) та прилеглих територій все одно «прямують» до водних об'єктів. Тому можна стверджувати, що якість господарювання в регіоні обов'язково буде позначатися на якісних та кількісних характеристиках місцевих водних екосистем. Інша справа, яким чином виявити цей вплив, як формалізувати його наслідки.

З точки зору безпечного функціонування міста Миколаїв та річки, гирловий комплекс є надзвичайно важливою структурною складовою соціоекологічної системи (СЕС) та природних систем. У першому випадку це стосується доступу населення до необхідної кількості якісних водних ресурсів для відпочинку, задоволення господарсько-побутових потреб та промисловості, а в другому – є буферною зоною між прісноводними ресурсами та підпираючими морськими водами з Чорного моря, що можуть призводити до змін видового складу флори та фауни річкової екосистеми. На даний час, за сприяння гідрометеорологічної обстановки, дія морської води інколи досягає міста Нова Одеса (близько 100 км від гирла, замість природних 40-45 км).

Через низку економічних, соціальних, історичних та культурних причин, екологічний стан річки є незадовільним і продовжує погіршуватися: збільшуються періоди евтрофікації, зменшується різноманіття іхтіофауни та значно змінений гідрологічний режим Південного Бугу. Крім цього, у Миколаєві сьогодні немає жодного документу, який би визначав принципи сталого (збалансованого) користування ресурсами водної екосистеми.

Тому актуальним на сучасному етапі розвитку є питання дослідження причинно-наслідкових зв'язків виникнення екологічних проблем у соціоекосистемі регіону (на прикладі бісейну річки Південний Буг у межах Миколаївської області) між природною (водною) та штучною її складовою і визначення механізмів зупинки погіршення і стабілізації стану водної екосистеми.

Ресурси водних екосистем, особливо прісна вода високої якості, є визначальними в розвитку будь-якого регіону. На захист наведеної тези наведемо думку В. І. Вернадського, який оцінив вагомість води для людини: «Природна вода охоплює і створює все життя людини. Навряд чи є якесь інше природне тіло, яке б до такої міри визначало його суспільний уклад, побут, існування» [24].

Дослідження причинно-наслідкових зв'язків в соціоекосистемі регіону дозволяє стверджувати, що антропогенний вплив міста на річку зростає. Найбільш очевидний негативний вплив поселення (на прикладі м. Миколаїв) можна охарактеризувати через відношення (3.1) площі водойми в межах міста  $S_a$  до площі власне населеного пункту  $S_c$  (що є похідною від кількості жителів і продуктів їх життєдіяльності) (рис. 3.2). Отримане значення визначимо як водний потенціал поселення (SWP – settlement water potential) [11].

$$SWP = \frac{S_a}{S_c}, \quad (3.1)$$

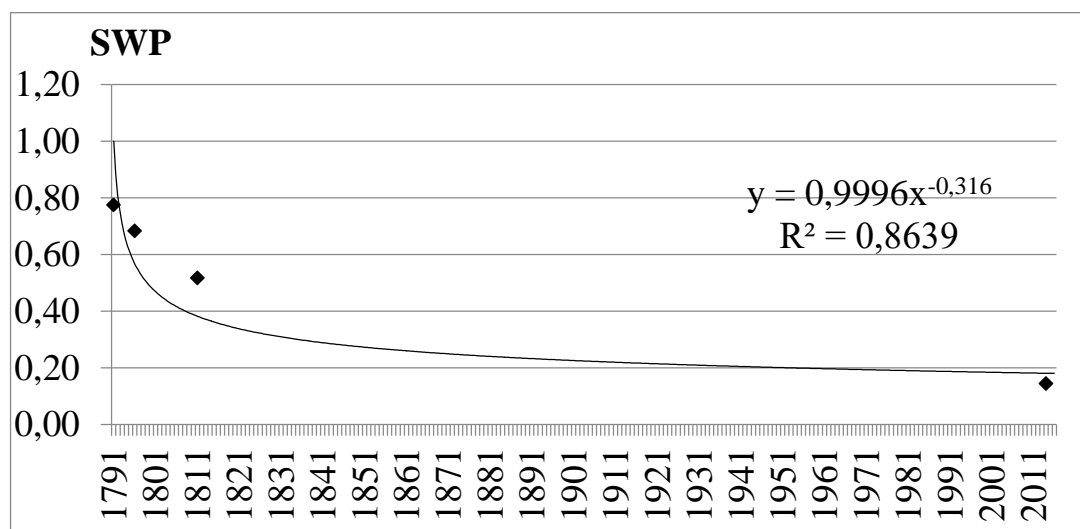


Рис. 3.2. Частка площі річки Південний Буг у соціоекосистемі м. Миколаїв (1791 – 2016 рр.)

Відзначимо, що на значення складової  $S_a$  впливає як зростання площі міста на суші, так і намів нових територій, що зменшує площу та витрати води в даному місці водного об'єкту. Так, режим згінно-нагінних течій в лимані значно змінений намівом території під житлове будівництво площею близько 70 га, кос для утворення причалів річкового торговельного порту (з 1965 по 1969 територію міста Миколаєва було збільшено більш як на 50 га для його розширення), мостової дамби довжиною 850 метрів, яка перегородила лиман напроти мікрорайону Варварівка, утворивши значні застійні зони [95]. Крім цього, у 1855 році перпендикулярно до течії лиману від його правого берега (біля сучасного мікрорайону Мала Корениха) була створена довга підводна коса і острів (0,056 км<sup>2</sup>, зараз називається Костянтинівською батареєю), що майже до середини акваторії перегороджувала лиман [74, 95, 120].

Особливу ж увагу звернемо на іншу, найбільшу проблему Південного Бугу – зарегульованість русла та басейнового стоку, яка має найвагоміший вплив на якість води в річці.

Об'єм водозабору з річок та озер для зрошення полів, задоволення потреб промисловості та водопостачання домашніх господарств після 1960 року подвоївся. Обсяг води, що огорожена дамбами, за той же період виріс у чотири рази, і в даний час в штучних водоймах міститься більша кількість води, ніж у вільно текучих річках [99].

В басейні П. Бугу створено 9,9 тисяч штучних водойм, сумарним об'ємом понад 1,5 км<sup>3</sup> (з яких 187 водосховищ з повним об'ємом майже 0,9 км<sup>3</sup>).

На рис. 3.3 посилаючись на дані повного об'єму водосховищ та роки введення їх в експлуатацію із Річного звіту «Про діяльність басейнового управління водних ресурсів річки Південний Буг» [125] за 2013 рік отримуємо таку діаграму.

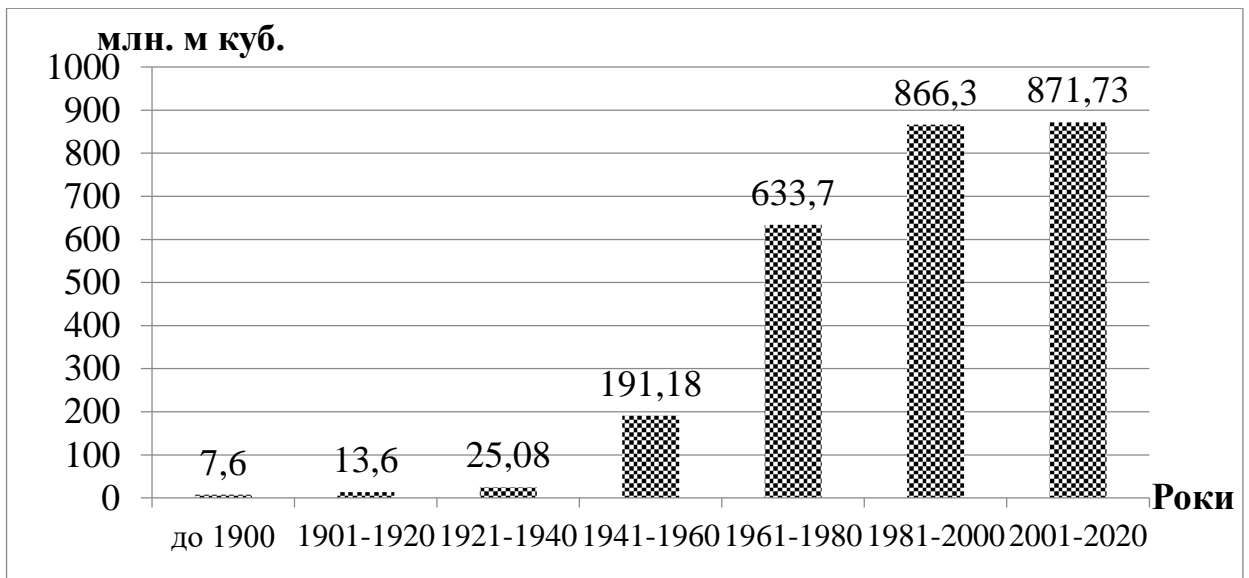


Рис. 3.3. Динаміка об'єму штучних гідротехнічних споруд в басейні Південного Бугу

Аналіз більш ніж 27000 фактичних даних щоденних витрат води в річці Південний Буг у гідрологічному посту Олександрівка показав, що середній стік річки за 1999-2015 роки складає  $2,8 \text{ км}^3$ . Тобто, господарський комплекс людини забирає приблизно 50% стоку річки щороку. Однак головна небезпека проявляється в маловодні роки. Наприклад, у 2007 та 2009 роках стік річки склав  $1,8 \text{ км}^3$  (забрано 83%), у 2012 –  $1,44 \text{ км}^3$  (100%, витрати води у річці в період межені були на рівні  $2 \text{ м}^3/\text{с}$ , при нормальних –  $30\text{-}40 \text{ м}^3/\text{с}$ ), 2015 –  $1,04 \text{ км}^3$  (90 днів з витратами води на рівні  $5\text{-}10 \text{ м}^3/\text{с}$ ), 2016 –  $1,35 \text{ км}^3$ .

Така гідрологічна ситуація в басейні річки позначається на ряді її основних показників, які, в підсумку, і виражаються відносно окремими екологічними проблемами, проте зі спільною причиною. Наприклад, протягом останніх десятиліть, коли не ведуться чистки русла технічними засобами, відбувається замулення русла та заростання його очеретом. Тобто річка по суті втрачає одну із основних свої властивостей – перестає текти [11].

У документах ООН відзначено, будь-яка країна з допомогою гребель, водосховищ і водозабірних споруд може забирати в середньому не більше однієї третини щорічного стоку своїх річок. Тиск на водні екосистеми може виникнути у

тому випадку, якщо об'єм споживання прісної води перевищує 10 відсотків об'єму поновлюваних прісних вод, і воно помітно зростає, коли об'єм водоспоживання перевищує 20% [31].

У тих же документах ООН сказано, річка повинна текти [28]. Зарегулювання річкового стоку призводить до зміни гідрологічного режиму річки униз за течією: майже нівелюється весняний паводковий режим і припиняються природні санітарні чистки русла річки (рис. 3.4).

Більшість із водосховищ басейну були створені для зрошування. На цей рахунок у [220] підкреслюється, що іригація створює багато екологічних проблем. Такі антропогенні зміни впливають на міграційні шляхи риб і видовий склад водних екосистем, відкривають шляхи для інвазії екзотичних видів, змінюють прибережні екосистеми, сприяють загальній втраті водного біорізноманіття і рибних ресурсів внутрішніх водних басейнів. Вцілому відбувається скорочення біорізноманіття і послуг, що забезпечуються водними системами на посушливих територіях; посилюється процес опустелювання.

Показовим у плані природних санітарних чисток річки паводко-повеневим режимом є рис. 3.4, що розроблений на основі аналізу фактичних даних екстремумів витрат води на річці Південний Буг за 80 років.

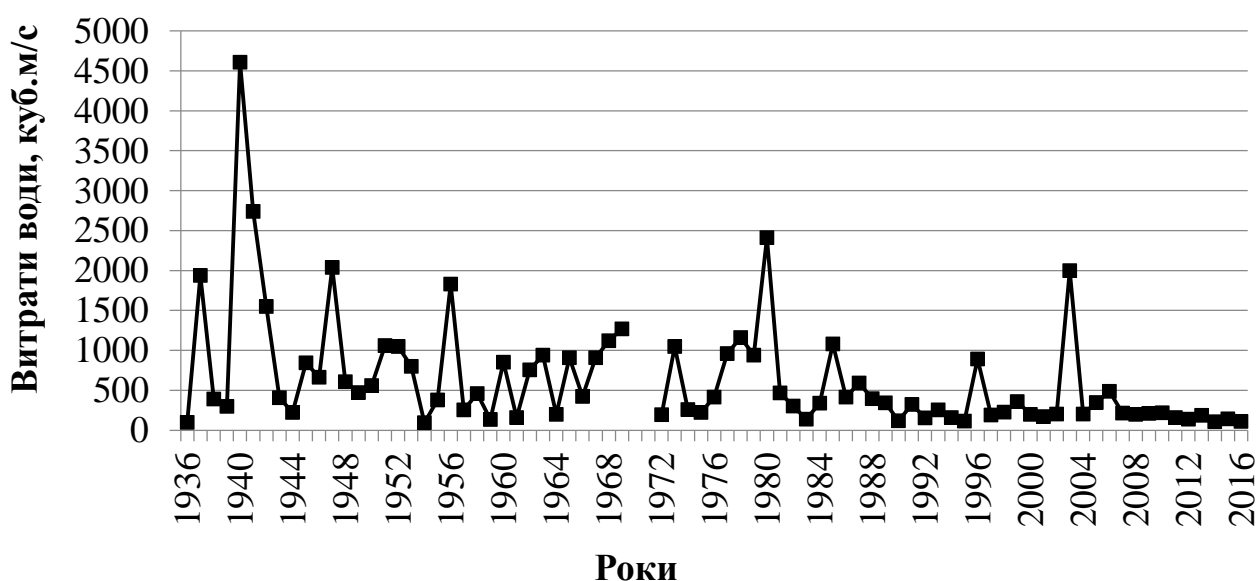


Рис.3.4. Динаміка екстремумів добових витрат води в річці Південний Буг



Починаючи з 1984 року (початок будівництва Олександрівського водосховища) амплітуда та частота настання максимальних разових витрат води у Південному Бугу істотно знизилася. Особливо це відчутно нижче за течією, де, зокрема, розташований Миколаїв. В подальшому це може призвести або до повного замулення водного об'єкту, або до витрати надзвичайно великих коштів та енергії для його розчистки і часткового відновлення.

Крім цього, внаслідок останнього повного перекриття греблею русла ріки (Олександрівське водосховище, Вознесенський район, Миколаївська область), зруйновані природні шляхи міграції усіх типових для регіону прохідних видів риб (осетер, білуга, севрюга, шемая, вирезуб та багато ін.) [11].

У зв'язку зі зменшенням швидкості течії та турбулентного перемішування водної товщі русла ріки, значно інтенсивнішими та довшими стали процеси гниття та цвітіння води, почастишали випадки замору риби та інших гідробіонтів. Так, інтенсивність евтрофікації за свідченнями літературних джерел та місцевих жителів (старожилів) зростає з 1 до 6 місяців.

Встановлено, що регулювання об'єму стоку у верхній течії річки позначається і на гідрохімічних показниках водного середовища у нижній течії (додаток II). Так, аналізуючи дані спостережень (2010-2014 років) за витратами води в гирлі Південного Бугу та концентрацією фосфору та фосфатів у ній, у середовищі програмування R з допомогою функції *cor* були отримані наступні коефіцієнти кореляції (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

Ступінь взаємозв'язку показників річки Південний Буг

№ з/п	Досліджувані системи факторів	Значення коефіцієнту кореляції, r	Помилка коефіцієнту кореляції	Достовірність обчислення, P, %
1	Середньомісячні витрати води – середньомісячна концентрація фосфору загального	-0,74	-0,213	99
2	Середньомісячні витрати води – середньомісячна концентрація фосфатів	-0,77	0,202	99

3	Середньомісячна концентрація фосфору загального – середньомісячна концентрація фосфатів	0,84	0,17	99
4	Середньомісячні витрати води – середньомісячна концентрація нітратів	0,83	0,176	99

Зазначимо, що коефіцієнти кореляції, більші за 0,7, засвідчують високий ступінь залежності, ті, що мають значення в інтервалі 0,5-0,7 – середній рівень залежності, значенням, меншим за 0,5, відповідає низький ступінь залежності [63].

Беручи до уваги наведені в таблиці результати, можна стверджувати про наявність чіткої оберненої залежності між витратами води в річці і динамікою концентрації в ній фосфоровмісних сполук. У той час як концентрація нітратів у воді зменшується разом зі зменшенням стоку. Крім того, простежується тенденція до збільшення значень середньомісячної концентрації фосфору загального у водах гирлового комплексу Південного Бугу (рис. 3.5).

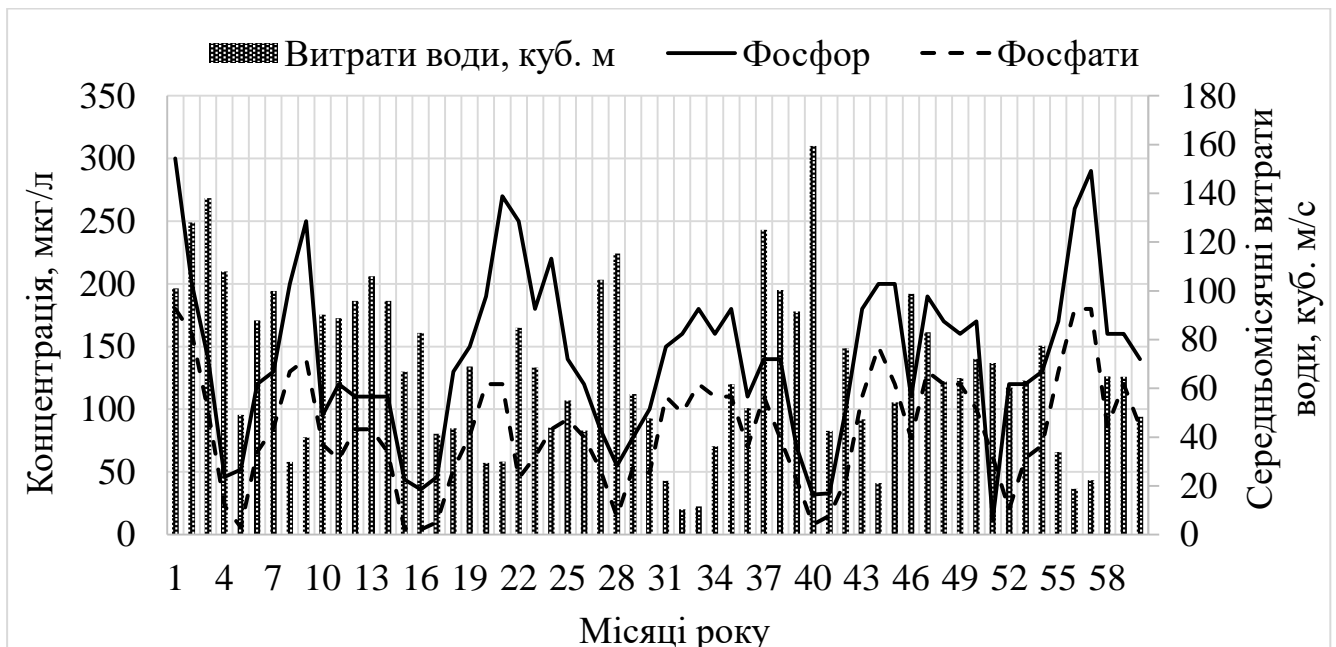


Рис. 3.5. Динаміка та взаємозв'язок гідрологічних та гідрохімічних показників річки Південний Буг (з січня 2010 р. по грудень 2014 р.)

Аналіз даних у програмному середовищі MS Excel доводить, що динаміка концентрації фосфору та фосфатів має тривалу позивну динамікою (3.2, 3.3):

– для фосфору загального;

$$y = 0,3201x + 131,45 \quad (3.1)$$

– для фосфатів:

$$y = 0,4496x + 69,82 \quad (3.2)$$

З точки зору внутрішньо системних взаємовідносин, у [6] говориться про те, що в разі посилення забруднення зменшується різноманіття і частка стенобіонтних олігосапробних видів тварин, збільшується – еврібіонтних.

Підсумовуючи масштаби проблеми, відзначимо, що впродовж, наприклад, 2015 року було зафіксовано 115 перевищень ГДК у басейні річки [147]. Проте, крім констатації факту, за цими даними важко визначити причини та реальні показники збитків від такої дії на водний об'єкт.

На предмет останнього наведемо досить показовий факт. Згідно з «Гранично-допустимі концентрації і орієнтовно безпечні рівні впливу забруднюючих речовин для води рибогосподарських водойм» ГДК для нітратів складає 40 мг/дм<sup>3</sup>, а для нітритів – 0,08 мг/дм<sup>3</sup>. У той час як для річкових раків (*Astacus astacus*, *Astacus leptodactylus*), які є індикаторами чистих водойм і важливою ланкою у їх очищені [145], межею толерантності до цих речовин є значення 20 мг/дм<sup>3</sup> та 0,02 мг/дм<sup>3</sup> відповідно [77].

З огляду на це, необхідним є розроблення більш об'єктивної методики оцінювання антропогенного впливу на водні екосистеми.

Одним із основних факторів, який однозначно впливає на означені вище негативні екологічні процеси та явища на річці Південний Буг, є експлуатація Южно-Українського атомного енергокомплексу. Так, його будівництво і робота позначилися, зокрема, і на водності Дніпро-Бузького лиману (рис. 3.6).

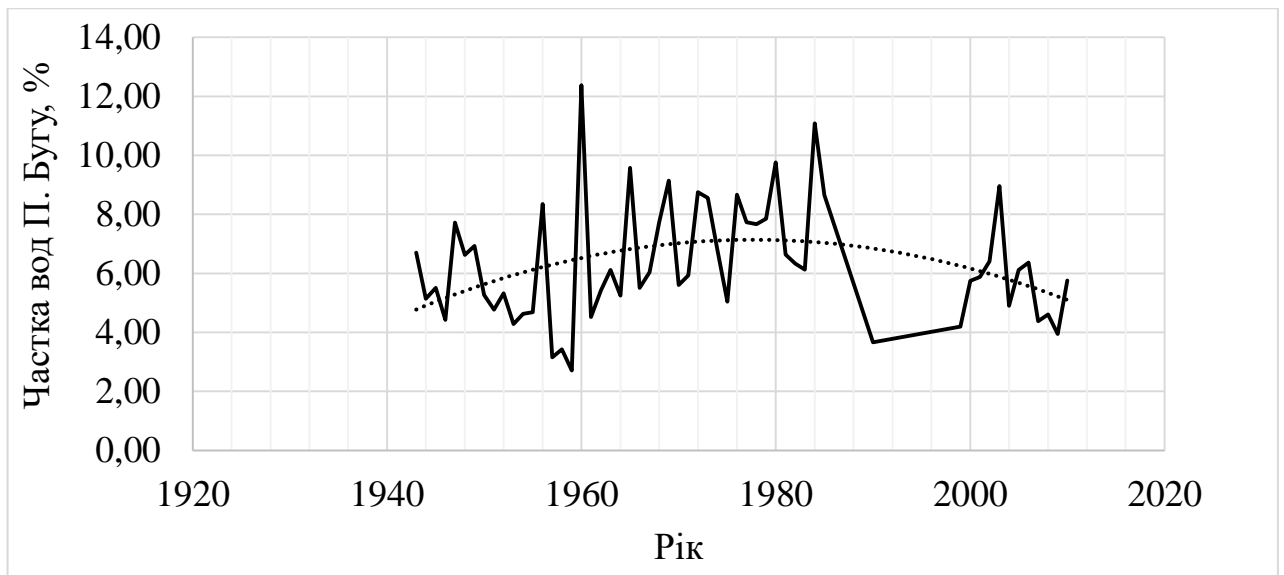


Рис. 3.6. Динаміка частки вод Південного Бугу в прісноводному стоці Дніпро-Бузького лиману

Якщо спорудження Каховської ГЕС за даними [44] майже не вплинуло на гідрологічний режим річки Дніпро у гирлі і частку прісноводного стоку у Дніпро-Бузький лиман, то у випадку з Південним Бугом ситуація інша. Внаслідок спорудження Олександрівського та Ташликського водосховищ, значна частка води йде на випаровування і не доходить до споживача у нижній течії річки, що особливо гостро відчувається у маловодні посушливі роки.

Як було зазначено, першими наслідками від зарегулювання річкового стоку (суттєве зниження швидкісного режиму вод) є підвищення процесів та тривалості евтрофікації і гниття у водосховищах та в річці, зміна гідрологічного режиму призводить до зменшення видового різноманіття, погіршується якість водних ресурсів. Контролювання паводкових і повеневих вод спричиняє те, що деякі природні системи втрачають свою рекреаційну привабливість. Так, процес відкладу у першій заплаві біогенних елементів, змитих мінеральних та гірських порід – тобто замулення – викликає зміну біоценозів прибережних ділянок спочатку з лучних на очеретяні, а згодом останні змінюються рогозом та іншими бур'янами і болотною рослинністю [94]. Цими процесами на сучасному етапі розвитку характеризується річка Південний Буг у нижній течії.

З точки зору нормального функціонування річки, для якої характерною і необхідною є сезонна динаміка водного режиму, суб'єктом дії (те, що впливає на природний об'єкт) є зарегулювання стоку і використання води для задоволення потреб промисловості, сільського, рибного та житлово-комунального господарств із усіма негативними наслідками для водної екосистеми (забруднення біологічне, хімічне та механічне).

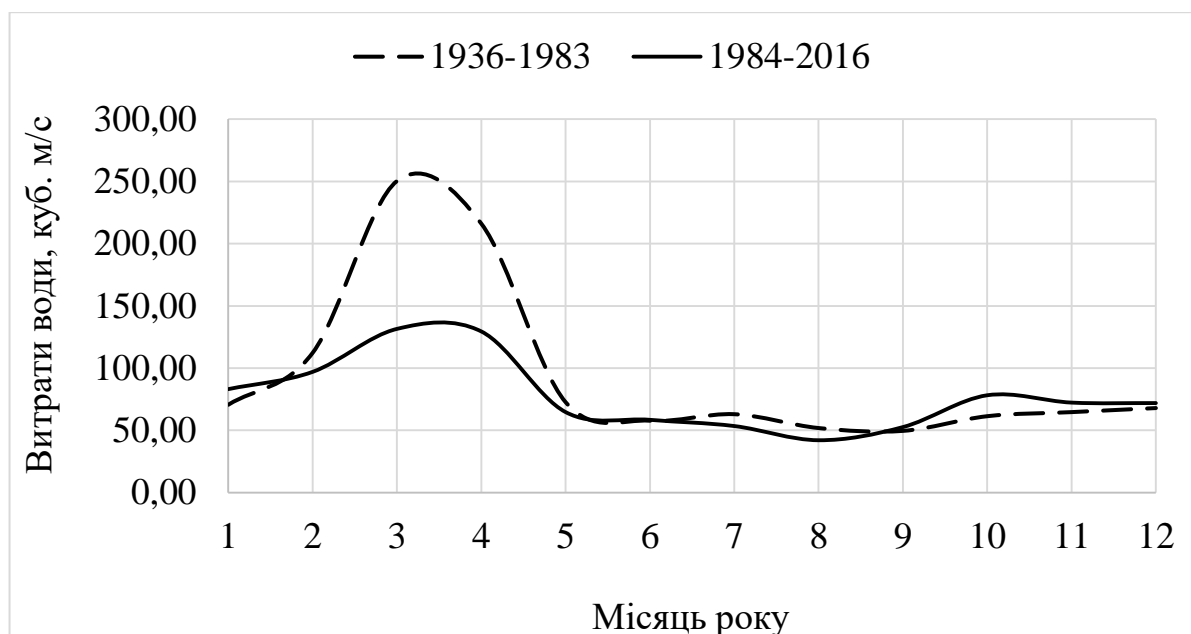


Рис. 3.7. Середньомісячні витрати води річки Південний Буг у природних умовах (1936-1983) та при закритому руслі (1984-2016) за даними спостережень гідрологічного посту Олександрівка

На рис. 3.7. чітко представлено вплив «глухого» зарегулювання русла річки Південний Буг (1999 року здана в експлуатацію Олександрівська ГЕС), у порівнянні з відкритим руслом, на багаторічний повеневий режим, що є природним інструментом санітарних чисток русла. Стік річки вирівнено, очищення русла майже відсутнє у верхньому і нижньому б'єфах. Це спричиняє подальші зміни гідрохімічних, гідрофізичних та гідробіологічних (інтенсивність процесу евтрофікації, видове різноманіття рослин і тварин) показників.

Синергізм означених процесів, у свою чергу, спричиняє зміну та зменшення видового складу іхтіофауни і рослинності. На П. Бузі вже не зустрічається водяний

горіх, який є індикатором чистої води. Майже не зустрічається у лиманних водах реофільні види: рибець, лящ, судак, вирезуб і зовсім зникли з місцевих вод морський коньок, усач дніпровський, осетрові, камбала та ін. Залишились в основному лімнофільні: бичок, карась сріблястий, тарань, які є невибагливими до якості вод та гідрологічного режиму [11].

Причому ситуація не є виключенням, а скоріше закономірністю для більшості річок України. За дослідженнями [21], сьогодні у річках України потужного рибного промислу майже немає, за винятком браконьєрського вилову, який призводить до спустошення рибних запасів, тому що здійснюється переважно під час нерестової ходи у великих масштабах.

Аналізуючи дані динаміки річкового стоку (x) та кількості виловленої риби (y) в середовищі програмування R (табл. 3.2), також встановлено досить сильний кореляційний зв'язок –  $r = 0,79$  (при  $df = 16$ ; t-критерій = 5,16;  $p = 99\%$ ).

>cor (x, y)

[1] 0.7926631.

Таблиця 3.2

Динаміка стоку річки П. Буг та об'ємів виловленої у ній риби

Рік	Стік річки, км <sup>3</sup>	Об'єм виловленої риби, тон
1951	2,34	4931,7
1976	2,78	6978,4
1980	6,26	9160
1985	4,16	7760
1990	1,75	4160,7
1991	2,79	3829,85
1992	1,88	2449,1
1993	2,22	777,6
1994	1,89	4517,5
2007	1,83	3353
2008	2,2	2078
2009	1,88	3925
2010	2,78	2992
2011	2	3746
2012	1,63	2874
2013	2,53	2336,15

2014	1,69	2145,6
2015	1,04	1229,93
2016	2,43	3846,92

На іхтіофауну величезний вплив мала і має відсутність обхідного каналу для риби на Олександрівській гідроелектростанції. Беручи до уваги дані [44], відзначимо, що рибопродуктивність Дніпро-Бузького лиману за півстоліття зменшилась у 5-6 разів: з 20 тис. т на початку 50-х років ХХ століття до 3-4 тис. т у 2000-2015 роках.

Експлуатація Олександрівського водосховища недоцільна з екологічної, енергетичної та економічної точок зору (табл. 3.3, за даними Укргідроенерго).

Таблиця 3.3

Порівняльна характеристика водосховищ України

Назва водосховища	Потужність відповідної ГЕС, МВт	Площа водосховища, км <sup>2</sup>	Питома площа підтоплення, км <sup>2</sup> /МВт	Тип місцевості розташування
Дністровське	702	142	0,2	гірське
Київське	408,5	922	2,3	рівнинне
Канівське	444	675	1,5	рівнинне
Кременчуцьке	632,9	2250	3,6	рівнинне
Олександрівське	11,5	11,04	0,96	рівнинне

Вплив на Південний Буг у нижній течії, окрім означених двох зовнішніх факторів – зарегулювання і зміна інтенсивності змінно-нагінних течій, має ще один внутрішній – функціонування міста, який проявляється через порти та комунальне господарство. Відсутність або неналежна якість очистки господарсько-побутових та промислових стічних вод додає навантаження міським очисним спорудам, які не розраховані на такі об'єми води. Недоочищення та збільшення обсягів використаних вод погіршує стан водних ресурсів у межах міста та униз за течією.

Іще один недолік вітчизняної системи водокористування полягає у тому, що водозабір для господарсько-побутових та промислових потреб найчастіше здійснюють вище по течії річки, а скид організовують нижче за течією по відношенню до населеного пункту.

Люди, що проживають на посушливих землях – щонайменше 90% яких живуть у державах, що розвиваються – в середньому відстають від іншого світу за рівнем добробуту і показникам розвитку [220].

Тому для Миколаєва та області актуальним є питання вдосконалення або створення нової системи спостережень за водними екосистемами. Адже на відстані від с. Олександрівка до Миколаєва по руслу Південного Бугу та від с. Софіївка до Миколаєва по руслу Інгулу гідрологічних постів немає. Неможливо якісно та оперативно вирішувати регіональні та місцеві екологічні проблеми, не знаючи достовірно генезису їх виникнення.

Підтверджується наведена думка результатами досліджень [88], де в розрізі аналізу соціальних та економічних чинників регіону, які визначають аспекти цієї проблеми, доводиться необхідність створення науково обґрунтованої системи моніторингу за річкою Південний Буг, який має вирішальне значення для соціально-економічного планування [29].

Результати дослідження доводять, що стан водної екосистеми Південного Бугу, зокрема нижньої течії річки, знаходиться у надзвичайно незадовільному стані. Головною причиною погіршення гідрофізичних, гідрохімічних та гідробіологічних показників води є високі значення зарегулювання річкового стоку. Для зупинки процесів погіршення та стабілізації стану річки, з метою створення передумов переходу до сталого розвитку соціоекологічної системи Миколаївського регіону, необхідно виконати наступні кроки:

- припинити створення нових або розширення існуючих гідротехнічних споруд;
- провести інвентаризацію ставків та водосховищ у басейні з метою виведення з експлуатації таких, що втратили своє цільове призначення;
- створити обхідний канал для риби на Олександрівській ГЕС;
- вдосконалити систему моніторингу і забезпечити доступ вищих навчальних закладів до баз фактичних даних;
- вдосконалити Водний кодекс України, закріпивши у ньому положення про пріоритет потреб у воді для власне екосистем та гідробіоти;



–додати у текст Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища» та Водний кодекс України поняття «екосистема» та «екосистемні послуги».

Означені заходи дозволять створити базу для стратегічного планування подальшого сталого використання водних ресурсів Південного Бугу як ключової складової безпечного функціонування водної екосистеми та СЕС Миколаївського регіону [11].

### 3.2. Стенобіонтна складова методу оцінки рівня екологічної безпеки водної екосистеми

У результаті натурних спостережень та лабораторного моделювання забруднень водного середовища було виявлено, що критичною для організму представників родини *Gammaridae* є концентрація детергенту у 100 мг/л – особини можуть близько 12 годин перебувати в такій воді без летальних наслідків (рис. 3.8).

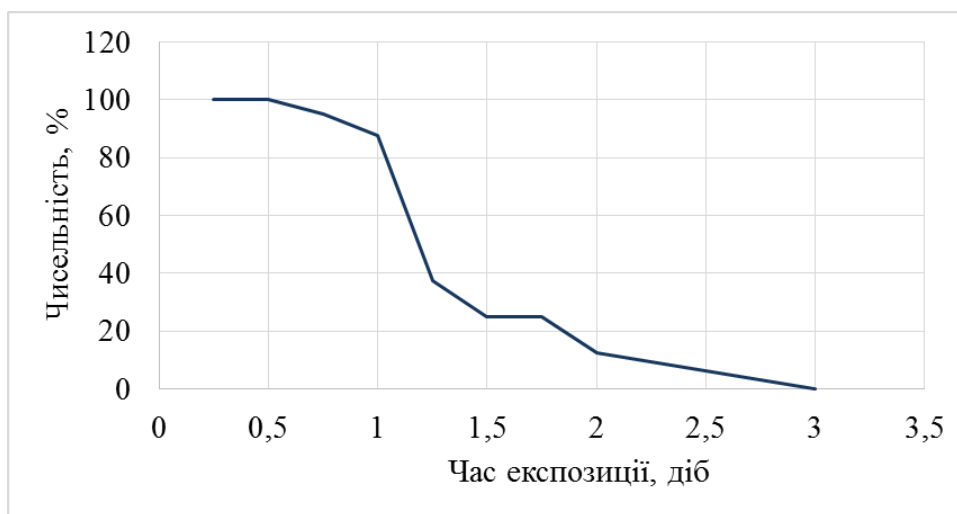


Рис. 3.8. Чисельність бокоплавів у воді при концентрації детергенту 100 мг/л

Зазначимо, що було досліджено два варіанти розвитку подій даної ситуації. Перший, коли вода в посудині не змінювалася і негативний процес дії обмежувався тільки часовими рамками, тобто фактично моделювалися безстічні умови (штиль та відсутність течії). Власне на рис. 3.8 й репрезентовано такі умови. Другий – після 12 годин рачки вилучалися з експериментального розчину і поміщалися у чисту

воду. В даному випадку спостерігалася п'яти–семиденна активність, після чого вони також помирали [183].

Робимо висновок, що за умови надходження незабрудненої води з верхньої течії річки (що зумовить розбавлення забруднюючої речовини), наявності поживних речовин у воді та відсутності порушення репродуктивної функції внаслідок короткочасної дії негативного фактору, особини бокоплава можуть нормально функціонувати іще деякий час (процеси спарювання та народження рачків займали, за спостереженнями в пробах, близько 7–10 днів). Зменшивши концентрацію забруднювача у воді до 10 мг/л, група особини бокоплава після 20 діб характеризувалась 100% виживаністю.

Крім цього, на 9-10 день почали формуватися пари продовження роду. З огляду на це, вирішено відштовхуватися від результатів моделювання при концентрації детергенту 100 мг/л.

На основі логічного аналізу було визначено якісний вигляд двофакторної досліджуваної функціональної залежності (3.4):

$$k_i = f(C, \tau) \quad (3.4)$$

де  $k_i$  – показник смертності живих організмів певного виду, що вимірюється у % або долях одиниці;

$C$  – концентрація забруднювача, мг/л;

$\tau$  – час дії негативного фактору, діб.

На основі триразового повторення експерименту з кожним дослідним зразком води, дані досліджень усереднено і систематизовано у таблицю (табл. 3.4) [183].

Таблиця 3.4

Дані експериментальних токсикологічних досліджень

№, п/п	C, мг/л	$k_i$ , %	$\tau$ , діб
1	100	0	0,25
2	100	0	0,5
3	100	5	0,75
4	100	12,5	1
5	100	62,5	1,25
6	100	75	1,5

7	100	75	1,75
8	100	87,5	2
9	100	100	3
10	200	100	0,25
11	300	100	0,25
12	400	100	0,25
13	500	100	0,25
14	600	100	0,25
15	700	100	0,25
16	800	100	0,25
17	900	100	0,25
18	1000	100	0,25

На основі даних таблиці 3.4 в програмному забезпеченні MS Excel було побудовано тривимірну модель екологічної характеристики організму (рис. 3.9).

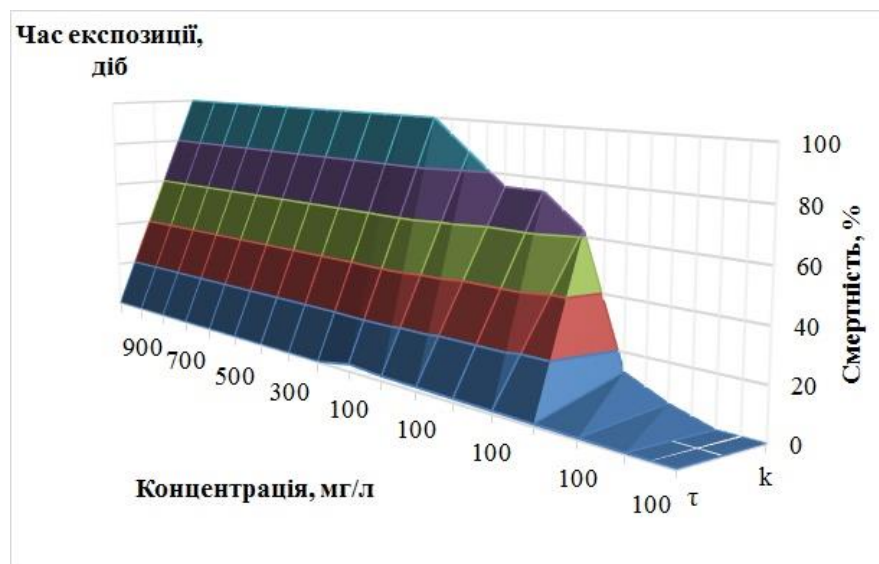


Рис. 3.9. Зв'язок смертності особин бокоплава і кількості забруднювача у воді

Повертаючись до двовимірного відображення (рис. 3.8), зазначимо, що у другому розділі було акцентовано увагу на відрізку кривої нормального розподілу, який знаходиться між зоною оптимуму та зоною стресу і смерті. Ця ділянка екологічної характеристики організму, для спрощення певних розрахунків, може бути описана прямолінійною функцією (рис. 3.10).

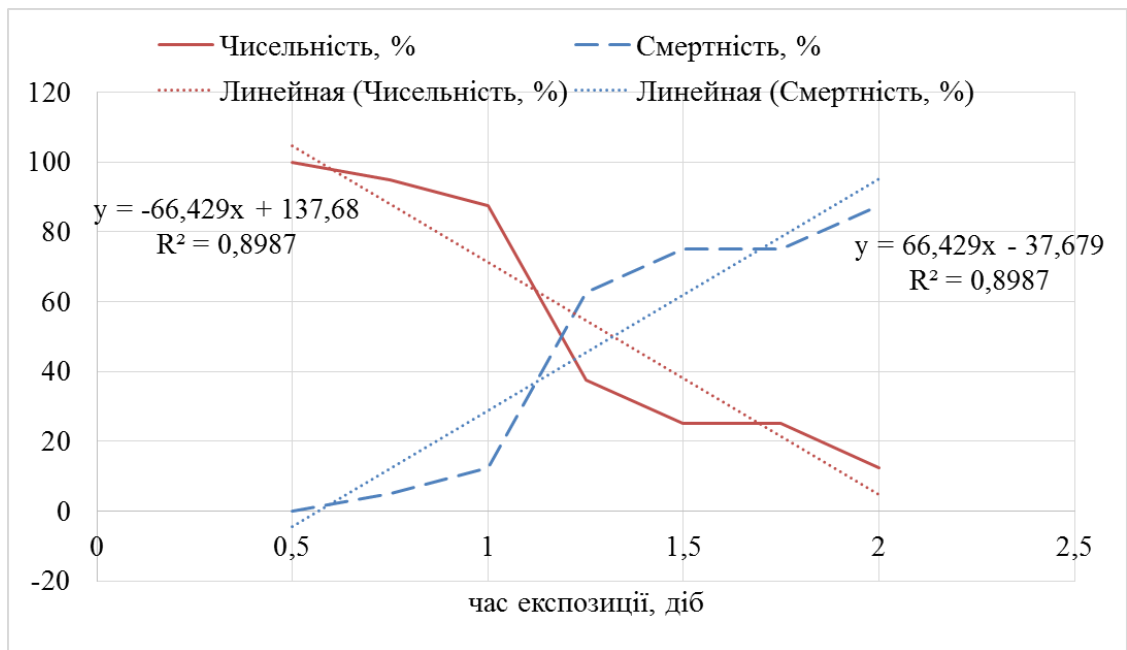


Рис. 3.10. Чисельність та смертність особин бокоплавів при концентрації детергенту 100 мг/л

Ступінь близькості ( $R^2$ ) обраного варіанту апроксимації – лінійної залежності – складає приблизно 0,9, що говорить про досить високу імовірність потрапляння очікуваного результату у формалізовану залежність смертності виду від дії сукупності факторів [183].

Наприклад, маємо тривалий посушливий період, притік води з верхньої течії річки дуже малий. При цьому об'єми антропогенного навантаження (стічні води різного генезису) залишаються сталими, а то й посилюються, зважаючи на зростання потреб у свіжій воді жителів міст. В даному випадку концентрації забруднюючих речовин, у меншому об'ємі природного розчинника (поверхневих вод), як було виявлено, прийматимуть більші значення і їх негативна дія на гідробіоту матиме ще більший ефект. Відтак, якщо стоїть задача оцінити рівень екологічної безпеки водної екосистеми за розробленим методом, робота може проводитися у таких напрямках:

- знаючи тривалість межени на річці і приблизний токсичний ефект у воді детергенту, за наявними ЕХ можна визначити чисельність тест-організмів безпосередньо на природному об'єкті;

– вимірявши чисельність тест-організмів, дати характеристику абіотичній складовій екосистеми;

– взявши проби води в річці або у місці скиду стічних вод підприємств, помістити у них тест-організмів і спостерігати за швидкістю зміни чисельності.

Використання методів статистики дозволяє математично формалізувати рис. 3.8. На основі його візуального та логічного аналізу, робимо висновок про те, що логістична залежність, яка графічно представлена у вигляді S-подібної кривої і описується аналітичним рівнянням Ферхюльста (3.5), найкраще охарактеризує отриману ЕХ:

$$y = \frac{N}{1 + 10^{a+b \cdot t}} + C, \quad (3.5)$$

де  $y$  – досліджувана ознака,  $t$  – час, що пройшов від початкової величини ознаки ( $C$ ), з якої почато її вимірювання, і до лімітуючої в заданих умовах величини  $N$ , яку вона досягла за час  $t$ ;  $a$  і  $b$  – коефіцієнти рівняння, які визначають характер логістичної кривої [82].

Аналізуючи експериментальні дані відомими біометричними способами, для формалізації графіку у формулу, результати необхідних розрахунків заносимо у таблицю (табл. 3.5).

Таблиця 3.5

Розрахунок параметрів логістичної залежності

<b>t, діб</b>	<b>y, %</b>	<b>N/y</b>	<b>N/y-1=z</b>	<b>lg(z)</b>	<b>t·lg(z)</b>	<b>t<sup>2</sup></b>
0	100	-	-	-	-	-
0,25	100	-	-	-	-	-
0,5	99	1,01	0,01	-2	-1	0,25
0,75	95	1,0563	0,0563	-1,24949	-0,93712	0,5625
1	87,5	1,1429	0,1429	-0,84497	-0,84497	1
1,25	37,5	2,67	1,67	0,22272	0,27784	1,5625
1,5	25	4	3	0,47712	0,71568	2,25
1,75	18	5,555	4,555	0,65849	0,65849	3,0625
2	12,5	8	7	0,8451	1,6902	4

2,25	8	12,5	11,5	1,0607	2,3866	5,0625
2,5	5	20	19	1,27875	3,1969	6,25
2,75	2	50	49	1,69	4,6475	7,5625
3	0	-	-	-	-	-
<b>16,5</b>	<b>Всього</b>			<b>2,13842</b>	<b>11,28555</b>	<b>31,5625</b>

Отримуємо наступні рівняння:

$$10 \cdot a + 16,5 \cdot b = 2,13842$$

$$16,5 \cdot a + 31,5625 \cdot b = 11,28555.$$

Вирішивши її, отримуємо математичну формулу (3.6) для опису експериментально отриманого розподілу:

$$a = \frac{2,13842 \cdot 31,5625 - 16,5 \cdot (11,28555)}{10 \cdot 31,5625 - 16^2} = -2,7367 \approx -2,7$$

$$b = \frac{10 \cdot 11,28555 - 16,5 \cdot (2,13842)}{10 \cdot 31,5625 - 16^2} = 1,7884 \approx 1,79$$

$$y = \frac{100}{1 + 10^{-2,7+1,79 \cdot t}} \quad (3.6)$$

Зауважимо, що у таблиці змінній  $y$  відповідають відсоткові значення чисельності бокоплавів, тому результатом (3.6) на виході є відповідна розмірність.

Показником потенційної смертності  $k_i$  буде число, знайдене через (3.7):

$$k_i = \frac{100 - y}{100} \quad (3.7)$$

Оскільки крім бокоплавів у гирловій частині Південного Бугу у літньо-осінній період не було виявлено інших означених водних стенобіонтів, і не можливо було визначити, наскільки повно представники родини *Gammaridae* представлені у своїй екологічній ніші через показники щільності або чисельності популяції, використання методу токсичного відгуку в даному випадку отримало більше теоретичне навантаження.

Тому оцінювання індексу екологічної безпеки була проведена на основі порівняння історичних даних водної екосистеми із сучасними показниками її стану.

Відповідно до досліджень [44], загальна кількість видів зообентосу, до яких входять і представники родини *Gammaridae*, не змінилась, однак їх співвідношення зазнало суттєвих змін. Це явище спричинене зарегулюванням Дніпра Каховським водосховищем, що безумовно позначилось на річці Південний Буг.

Відомо, що бокоплави є однією з найбільш поживних консументів першого порядку у водній екосистемі. Відтак вони займають важливе місце в формуванні біомаси іхтіофауни молоді риб, особливо прохідних. Синтезуючи результати досліджень [44, 146] отримуємо негативний тренд розвитку чисельності популяцій даних ракоподібних аналогічно до загальної продуктивності компонентів одного рівня ланцюга живлення (рис. 3.11).

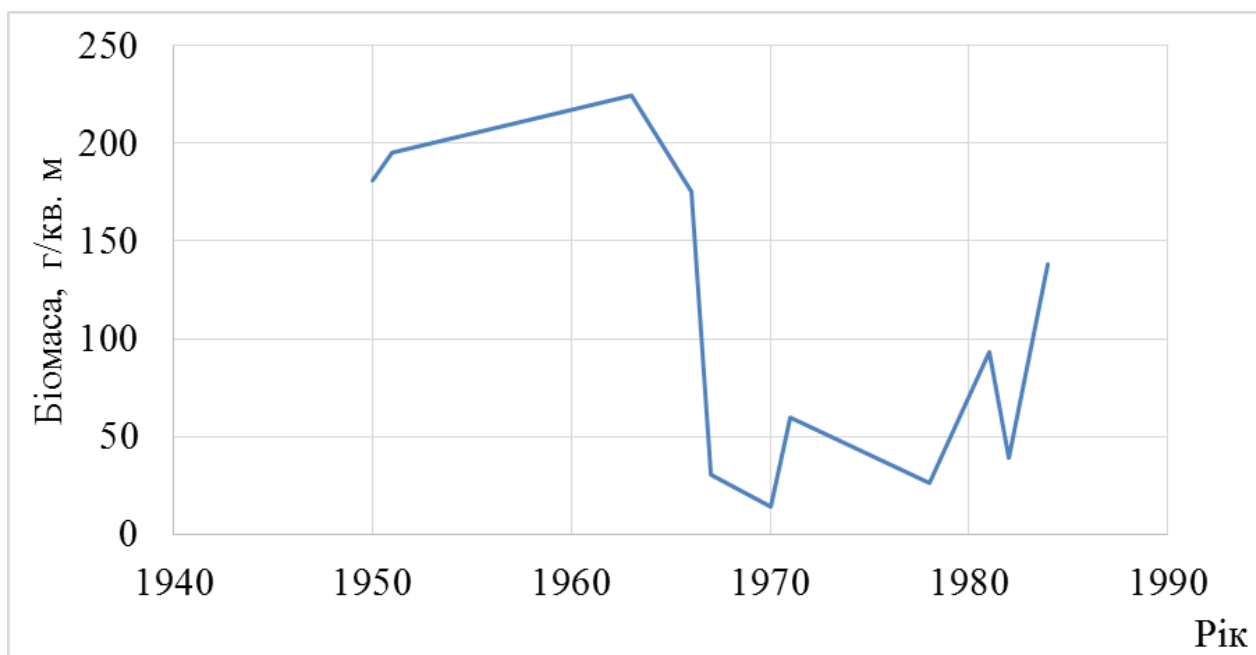


Рис. 3.11. Динаміка загальної біомаси зообентосу у Бузькому лимані

Додамо, що в 2008–2012 роках, в Бузькому лимані, біомаса зообентосу змінювалася в межах 27,43–60,09 г/м<sup>2</sup>.

У зв'язку з підвищенням солоності та трофності Дніпро-Бузького лиману, погіршенням газового режиму у придонних шарах води (по причині зарегулювання стоку обох річок), частка молюсків в загальній біомасі зообентосу збільшується і складає сьогодні близько 90–95 %. У той час як кількість групи амфіпод, разом із

загальними показниками продуктивності групи зообентосу, зменшується від 1967 року і до нині (рис. 3.12) (за даними [44]).

За результатами інших досліджень [81] виявлено, що в деяких місцях Дніпро-Бузького лиману за рахунок молюсків формується 95-98% загальної біомаси макрозообентосу. Середньорічна ж продукція фітопланктону у Дніпро-Бузькому лимані складає 5,31-9,68 г/м<sup>3</sup>, зообентосу – 16,96-24,23 г/м<sup>2</sup>.

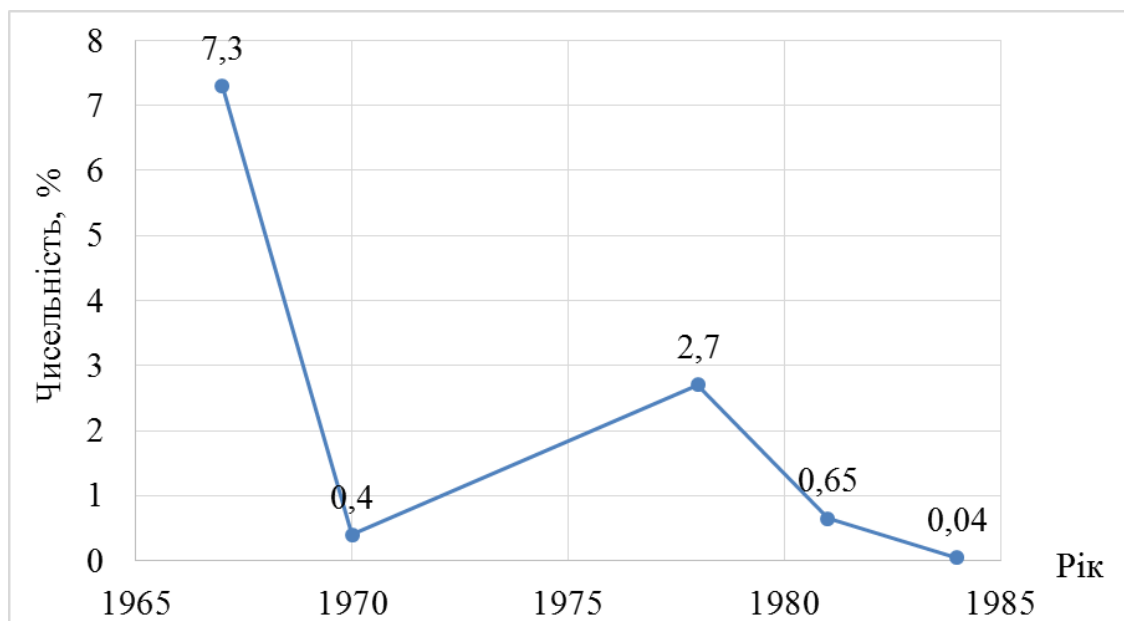


Рис. 3.12. Частка бокоплавів у загальній структурі зообентосу Бузького лиману

Оскільки тест-організми (бокоплавів) було відловлено безпосередньо з водойми, індекс екологічної безпеки якої оцінюється, використання отриманих екологічних характеристик не є можливим з причини відсутності значення «еталонної» (початкової) чисельності. Тому, в даному випадку, необхідно скористатися історичними даними.

Найдавніший знайдений показник кількості бокоплавів у Бузькому лимані відповідає 1967 року і складає 2,21 г/м<sup>2</sup> (рис. 3.1ц), при загальній біомасі зообентосу – 30,48 г/м<sup>2</sup> (рис. 3.11). У 2012 році, ці показники склали 1,1 та 60 г/м<sup>2</sup> відповідно. Необхідно зазначити, що гідробіологічні дослідження по більшості річок Миколаївщини є точковими, несистемними та дуже неповними. Зокрема, інформацію про зообентос Південного Бугу й лиману у дуже загальних межах



можна знайти тільки в щорічних доповідях про стан навколишнього природного середовища. Це в значній мірі впливає на об'єктивність сучасної екологічної оцінки та якість прийняття відповідних рішень.

Провівши нескладні розрахунки, за наведеними вище фактичними даними, знаходимо показник смертності  $k_6$ :

$$k_6 = \frac{1,1}{2,1} = 0,497 \approx 0,5.$$

Це значення тотожне добовому впливу забруднених вод з концентрацією детергенту у 100 мг/л.

Наступний етап алгоритму оцінки може мати два шляхи: визначення індексу безпеки екологічної системи тільки по бокоплавам, що не може вважатися репрезентативним, або ж комплексне оцінювання за 5 групами тест-організмів (стенобіонтів) на основі припущень, сформованих за результатами польових досліджень на природному об'єкті.

Оскільки веснянок, одноденок, волохокрилець та віслокрилок у пробах виявлено не було, приймаємо:  $k_{вс}=1$ ,  $k_{од}=1$ ,  $k_{вх}=1$ ,  $k_{вл}=1$ , а  $k_6=0,5$ . Вираз (2.4), за таких вихідних даних, приймає значення  $ІЕБ_T = 0,18$ .

З огляду на це, можна говорити про надзвичайну забрудненість водної екосистеми Південного Бугу господарсько-побутовими стічними водами. Крім цього, зокрема на особин родини *Gammaridae*, значно впливає замулення водойми внаслідок ведення активного сільгоспвиробництва у першій заплаві річки та відсутність його контурно-меліоративної організації [183].

Пояснимо й той факт, яким чином, не маючи класифікаційної таблиці, зроблені такі проміжні висновки. Більшість сучасних індексів, які характеризують рівень антропогенного навантаження на навколишнє середовище (індекс забруднення води, індекс забруднення атмосфери, індекс сумарного антропогенного навантаження та ін.), мають класифікації цих рівнів. Однак в жодному джерелі не дається пояснення, що являє собою, наприклад, забруднена вода IV класу якості, де вона може бути використана і який комплекс гідрохімічних, гідрфізичних та гідробіологічних показників є типовим для неї.

Крім цього не знаходимо обґрунтування виокремлення класових інтервалів за чисельним значенням індексів: воду зі значенням індексу забруднення води 4 можна віднести і до IV, і до V. З огляду на це, логічним вважаємо ситуативний підхід, орієнтований на досягнення максимального значення рівня екологічної безпеки: якщо відповідний індекс не дорівнює одиниці (або іншому максимально можливому значенню), остаточної оцінки давати не можна, необхідним є подальше вдосконалення [87].

Об'єктивність пропонованого методу оцінки безпеки екологічної системи підтверджується якісним і кількісним збідненням іхтіофауни досліджуваної природної системи (рис. 3.13).

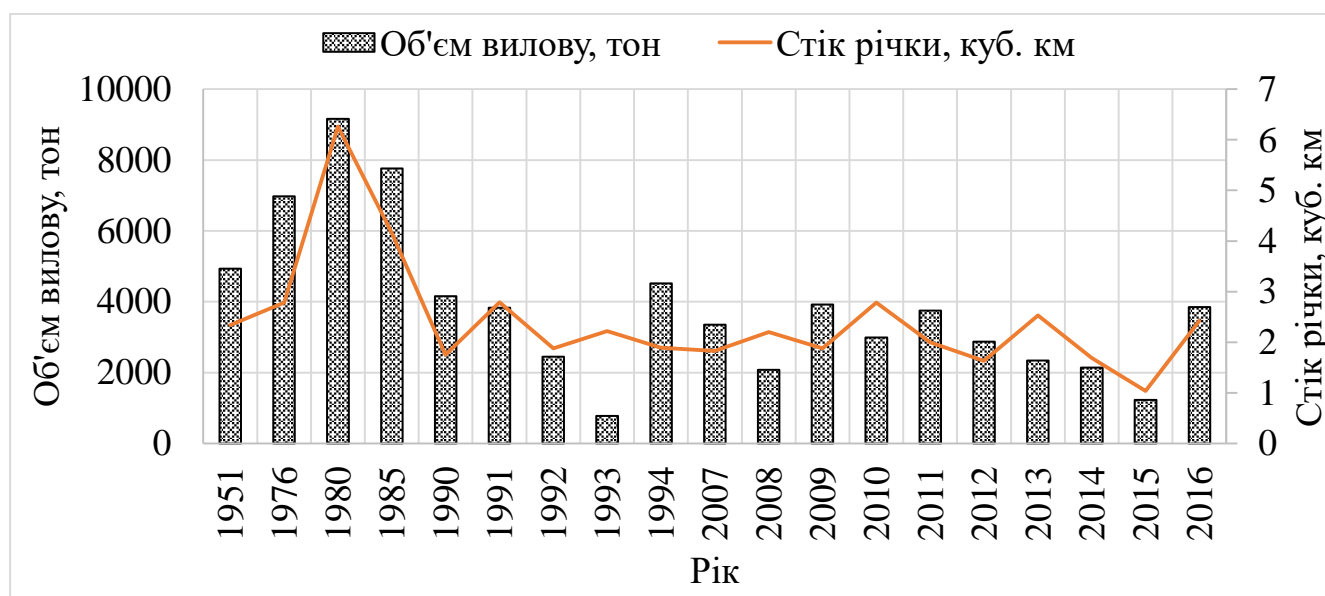


Рис. 3.13. Динаміка вилову риби у Дніпро-Бузькому лимані

За даними [44], у 50-х роках ХХ століття цей показник був на рівні 20 тис. тон риби. Нині, внаслідок ряду причин, зокрема величезних масштабів зарегулювання стоку Дніпра та Південного Бугу, об'єми добування риби коливаються в межах 2–4 тис. т. Так, дослідження цього зв'язку дозволило виявити його поліноміальний характер (рис. 3.14).

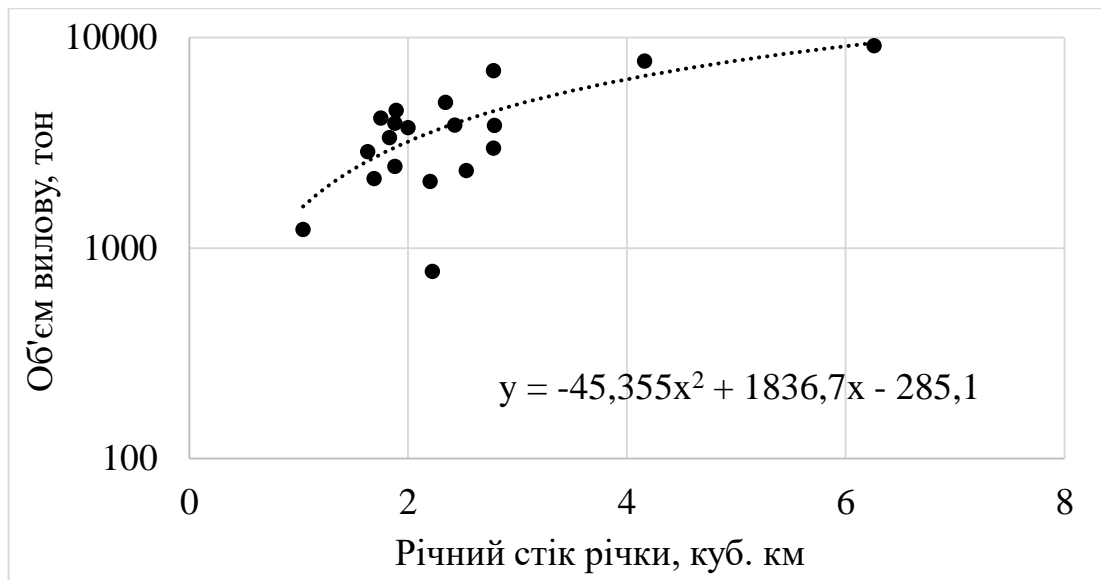


Рис. 3.14. Залежність об'ємів вилову водних біоресурсів від річкового стоку

Підсилення, видалення або зміна дії одного або декількох абіотичних факторів на екосистему обов'язково позначиться на структурі та кількісних показниках біотичного різноманіття. Методи біоіндикації та біотесування, які характеризують збалансованість потоків енергії в природній системі, в будь-якому випадку будуть більш точними, оскільки віддзеркалюють дію значного комплексу факторів природного та штучного походження. Головним завданням, в даному випадку, є виявлення причинно–наслідкових зв'язків між наявними екологічними проблемами та видами господарської діяльності.

Показовими в плані негативного впливу зарегулювання стоку річки гирловими водосховищами є результати досліджень [167]. Особлива увага у зазначеній роботі акцентується на тому, що водні ресурси є важливою складовою (вирішальним фактором [43]) сталого соціального та економічного розвитку територій і актуальним на часі є розроблення методик об'єктивної оцінки водних ресурсів, з метою збалансованого управління складних техноекологічних систем. З огляду на інтенсифікацію ресурсозберігаючого напрямку вдосконалення промислового виробництва, стверджується думка, на прикладі р. Дніпро, про неактуальність функціонування більшості вже існуючих водосховищ в сучасній структурі господарства України. В розрізі зазначених результатів досліджень заслуговує на увагу та підтримку висновок авторів про те, що водні ресурси України в значній

мірі залишаються недооціненими, що має стимулювати наукову роботу саме в цьому напрямку [10].

Звернемо увагу на результати досліджень [22], де показано як після зарегулювання Дніпра Каховським водосховищем у середині 50-х, почався процес руйнування історично сформованого іхтіоценозу, що виражалося зменшенням видового різноманіття, а також чисельності і запасів цінних порід риби. Було встановлено, що із 47 видів аборигенної іхтіофауни зберігся лише 21. Особливо постраждали прохідні та реофільні види. Сучасні вилови риби у Нижньому Дніпрі знаходяться на рівні 6,4%, а без врахування адвентивних видів – 4,4% у порівнянні з рівнем 30-х років ХХ ст.

Нижня течія Дніпра та Дніпро-Бузький лиман у 30-х роках давали 25% загальнодержавного об'єму виловів риби. Починаючи з 90-х років ХХ ст. і до нині, спостереження і дослідження іхтіофауни Дніпро-Бузького лиману носить точковий несистемний характер.

Басейн Дніпра – другий за ресурсами осетрових в Чорному морі, яке займає третє місце по світовим запасам цих цінних риби. У період 1931-1951 рр. середній їх вилов складав 78 т, а з 1967 до 2008 року – 1,4 т. Середньорічний вилов щуки в Нижньому Дніпрі і Дніпро-Бузькому лимані у 30-х роках – 481 т, 70-х – 71 т, на початку ХХІ ст. – 1,8 т в рік. У Нижньому Дніпрі у період 1931-2007 рр. вилови ляща впали у 4 рази, тарані – 13, красноперки – 35, окуня – 37, густери – 46, осетрових – 82, рибець – 136, щука – 268 [22].

Наведені фактичні дані доводять багатofакторність виявлених негативних екологічних явищ і процесів, які мають місце у Південному Бузі. Відтак, можна стверджувати про наявність ефектів сумації, підсилення, послаблення, накопичення між діючими природними та антропогенними факторами, що безперечно не може бути охоплено сучасним нормативним абіотичним підходом до нормування та контролю якості навколишнього середовища. Це значною мірою доводить актуальність розробленого методу токсикологічного відгуку стенобіонтів водних систем, який дозволяє врахувати багатofакторність і синергізм впливу.

### **3.3. Енергетична складова методу оцінки рівня екологічної безпеки водної екосистеми**

В умовах надзвичайно швидкого технічного прогресу та збільшення споживчих потреб людей, питання збереження та раціонального використання природних ресурсів повинно займати одне з центральних місць в системі управління безпекою екологічних систем.

Вирішуючи задачу вибору репрезентативних показників стану навколишнього середовища, для забезпечення найбільш об'єктивного результату оцінювання, було обрано та обґрунтовано наступні компоненти довкілля: біорізноманіття (живу речовину) та водні екосистеми. Такий підхід пояснюється декількома причинами. По-перше, відомо, що без води людина ледве зможе прожити добу. Питна вода є однією з базових біологічних потреб більшості живих організмів біосфери, в тому числі і людини. Відтак, виникнення дефіциту чи відсутність її в забезпечених, до певного часу, водою місцях, в значній мірі позначаються на благополуччі окремого виду чи функціональній цілісності екологічної системи [180].

По-друге, важко переоцінити вклад біоти та водних екосистем у забезпечення і пришвидшення колообігів речовин, енергії та інформації у біосфері.

По-третє, будь-який природний водний об'єкт, за умови його раціонального використання, є в певній мірі «вуликом», який протягом багатьох десятиліть може задовольняти потреби людського суспільства в біологічному, виробничому чи культурному аспектах. У західній літературі такі потреби узагальнено терміном «екосистемні послуги» (ecosystem services). Загалом, відзначимо, що екологічна безпека водних систем в значній мірі визначає рівень розвитку регіону або населеного пункту, а водні екосистеми України в значній мірі залишаються недооціненими [167].

У роботах деяких вчених [1] відзначено, що енергетичний підхід, на відміну від речовинного чи грошового, є кращим для характеристики природної ємності виробничої території або її екологічної техноємності.

Енергія, на відміну від економічних чи речовинних показників, єдина величина, розмірність (або вага) якої є незмінною з плином часу і формується під

дією усіх без винятку факторів довкілля. Відомо також, що підсилення, видалення або зміна дії одного або декількох абіотичних факторів на екосистему обов'язково позначиться на структурі та кількісних показниках біотичного різноманіття. Виходячи з того, що найбільш важливим для людини є показники продуктивності екологічної системи (в енергетичному або біологічному аспекті), для визначення екологічної безпеки пропонується використовувати оцінку енергетичних втрат у ланцюзі живлення для кінцевого споживача, на основі правила 10% (закону Ліндемана).

У джерелі [1] зазначено, що людина по відношенню до абіотичних факторів середовища – яскраво виражений еврибіонт. Широта пристосування до різних умов і найширше розселення по планеті досягнуті нею за рахунок уміння технологічно пристосовувати для власних потреб навколишнє середовище, створювати сприятливий мікроклімат. Тому, очевидним сьогодні є той факт, що на даному етапі розвитку людства не можна принципи антропоцентризму закладати і в методологічну основу забезпечення екологічної безпеки.

Враховуючи те, що спосіб оцінки має бути простим у практичному застосуванні, а результати показовими та об'єктивними, пропонується екологічну безпеку водної екосистеми розраховувати через відповідний індекс за наступною формулою (3.8):

$$IEB_E = \frac{1}{n} \cdot \left( \frac{E_1}{E_{01}} + \frac{E_2}{E_{02}} + L + \frac{E_n}{E_{0n}} \right), \quad (3.8)$$

За таких умов ІЕБ зводиться до безрозмірного значення і знаходиться в межах  $0 < IEБ < 1$ , що дозволяє швидко охарактеризувати отриманий результат. Чим ближче значення індексу до 1, тим кращим (безпечнішим) є стан досліджуваної екологічної системи, а чим ближче до 0 – тим гіршим. Якщо відношення  $\frac{E_n}{E_{0n}} > 1$ , то у формулі приймаємо його рівним «1» [180].

На основі історичних даних, коли екологічна система була непорушена людиною, обирається еталон енергетичної ємності  $E_0$  і за ним продовжується розрахунок. Конвертування живої речовини в одиниці енергії пропонується

спираючись на численні дані енергетичної ємності харчової сировини в літературних джерелах. У випадку, якщо не відомо значення  $E_n$ , тобто сучасний показник продуктивності, виражений сумарними або питомими значеннями, треба визначати екологічні характеристики організмів. Знаючи або вивчивши екологічну характеристику виду чи популяції по відношенню до діючого негативного фактору антропогенного походження на досліджуваній території, можна визначити біомасу або чисельність досліджуваних організмів і використовувати ці показники в процесі оцінювання.

Підставляючи знайдені у літературі фактичні дані по гідробіонтам Дніпро-Бузького лиману, можна визначити індекс екологічної безпеки нижньої течії для річок Південний Буг та Дніпро:

$$IEB_E = \frac{1}{3} \cdot \left( \frac{4}{20} + \frac{2,2}{9,5} + \frac{1,1}{2,1} \right) = \frac{1}{3} \cdot (0,2 + 0,23 + 0,5) = 0,31$$

Значенню 4 відповідає кількість (тис. тон) виловленої риби у 2012 році, а 20 – у 1950 році; 2,2 – середня біомаса зоопланктону у лимані у 2012 році, г/м<sup>3</sup>, а 9,5 у 1951-1952 роках; 1,1 та 2,1 – біомаса бокоплавів (г/м<sup>2</sup>) у 2012 та 1967 році відповідно.

Виходячи з отриманого результату, можна стверджувати про кризовий екологічний стан водної екосистеми річки Південний Буг у її нижній течії.

Для порівняння нормативний індекс забруднення води (ІЗВ) для досліджуваної екосистеми знаходиться в діапазоні 1,05-2,12, що відповідає категорії помірної забрудненості вод або III класу їх якості [89].

Спробуємо репрезентувати отримані результати суто в енергетичних одиницях за наступною формулою (3.9):

$$Ш_{ел} = (P_m - P_z) \times Q, \quad (3.9)$$

де  $Ш_{ел}$  – екологічна шкода, ккал;

$P_m$  – добути водні біоресурси за будь-який попередній рік (доцільним є вибір показників вилову за якомога давніші роки);

$P_z$  – добути водні біоресурси за останній рік;

Q – усереднена енергетична цінність переліку промислових риб, який приймається щорічно органами виконавчої влади, ккал/кг.

У Списку на вилов промислових риб [127] дізнаємося перелік промислових видів риб. У джерелах [67, 149] – значення харчової цінності кожного виду риби у свіжому вигляді в ккал/кг, які потім сумуємо і усереднюємо для усього списку. Так, середня енергетична цінність сучасного списку складає приблизно 857,2 ккал/кг. Такий підхід зумовлений тим, що доволі складно знайти узагальнені дані по кожному виловленому гідробіонту за регіонами. До того ж він виглядає більш доцільним для використання в розрахунках за запропонованою формулою, де  $P_m$  та  $P_z$  також є узагальненими статистичними показниками.

З джерела [146] дізнаємося, що в 2012 році об'єм виловлених біоресурсів склав 2780,5459 т. Підставивши відомі величини у формулу (3.9) отримуємо:

$$Ш = (9160000 - 2780545,9) \cdot 857,2 = 5,5 \cdot 10^9 \text{ (ккал)}$$

Аналогічна кількість енергії міститься, наприклад, у зерні озимої пшениці масою 183,17 тис. т (за умови врожайності даної культури у 35 ц/га, необхідно засіяти площу розміром близько 52,3 тис. га).

З економічної точки зору простіше – фактичну різницю у виловлених водних біоресурсів множимо на середню ціну на цей вид продукції та визначаємо частку у ВВП. Так, за дуже грубими підрахунками (за усередненою ціною кілограму риби зі списку [127] – 39 грн/кг), загальна вартість рибних ресурсів і раків, яку втрачено у порівнянні з 1980 роком, складає 248,8 млн. грн.

Якщо проводити розрахунки за енергетичним аспектом продукції (через пшеницю) то реалізація 183,17 тис. т пшениці за найнижчими цінами 2014 року (від 3500 грн/т), то економічна сторона питання буде складати 641,095 млн грн – п'ята частина бюджету Миколаївської області того ж року. І це без врахування цінності водних біоресурсів з позицій вмісту вітамінів, макро- та мікроелементів. Загалом, доцільність цього розрахунку вбачається у тому, щоб показати нерозривну єдність господарського комплексу та стану довкілля, і те, яким чином відносини між ними впливають на безпеку людини та екосистем.



Наведені розрахунки підтверджують той факт, що управління природними ресурсами, яке не враховує закономірностей функціонування екосистем, погіршує поточні умови розвитку будь-якого регіону, у першу чергу, у соціально-економічному плані. Адже втрачені обсяги рибних ресурсів сьогодні покриваються імпортом сировини і готової продукції, за яку необхідно платити [180].

З позицій енергетики розглянемо інший варіант оцінювання значимості водних ресурсів для господарства людини, на прикладі Дніпро-Бузького лиману.

Так, за даними деяких українських вчених [36, 158] річна сумарна фотосинтетична активна радіація (ФАР) у Північному Причорномор'ї (Одеська, Миколаївська та Херсонська області) складає приблизно 2600 МДж/м<sup>2</sup>.

Площу Дніпро-Бузького лиману визначено на рівні 1006,3 км<sup>2</sup> [44]. Знаходимо загальну кількість ФАР, що була поглинена водним об'єктом:

$$2600 \text{ МДж/м}^2 \cdot 1006,3 \cdot 10^6 \text{ м}^2 = 2616,4 \cdot 10^9 \text{ МДж} = 2616,4 \cdot 10^{15} \text{ Дж}$$

Оскільки водне тіло поглинає близько 98% сонячного світла, що доходить до його поверхні, то 2% вирішено знехтувати і округлити це значення до 100%.

Враховуючи те, що середній коефіцієнт корисної дії фотосинтезу у водоростях (головним чином фітопланктоні) вищий ніж у наземних рослин і складає приблизно 2%, можливим є розрахунок первинної продукції, яка може бути утворена в лимані:

$$2616,4 \cdot 10^{15} \text{ Дж} \cdot 0,02 = 52,328 \cdot 10^{15} \text{ Дж}$$

Порівняємо отримане значення первинної продукції водної екосистеми з річною потужністю, наприклад, Південноукраїнською АЕС. Остання за рік, згідно даних, розміщених на сайті підприємства, виробляє близько  $19 \cdot 10^9$  кВт·год електроенергії, що дорівнює близько  $68,4 \cdot 10^{15}$  Дж.

Відтак, якщо у випадку з АЕС значні енерговитрати йдуть на етапі її будівництва та, особливо, зняття з експлуатації, а «прибуток» маємо близько 30 років, то лиман не потребує ніяких зусиль з боку людини для продукування аналогічної кількості енергії протягом сторічч – лише правильного управління доступними ресурсами.

Загалом, розрахунки ці є показовими тільки з точки зору потужності, оскільки в даному випадку можна краще побачити потенціал водних екосистем. Однак

порівнювати кінцеві продукти кожного з об'єктів дослідження не вважаємо коректним з огляду на те, що вони продукують різні види енергії.

Яскравим прикладом збалансованого управління ресурсами є бджільництво, яке щороку, за дослідженнями автора, дає близько 3% номінального валового внутрішнього продукту в Україні.

На основі аналізу чисельності елементів однієї з ланок ланцюга живлення (хижих риб (в даному випадку – консументів III порядку)) Дніпро-Бузького лиману також доведено незбалансованість сучасної системи управління ресурсами водної екосистеми та запропоновано підхід до оцінювання рівня її екологічної безпеки.

Враховуючи той факт, що річна продуктивність продуцентів Дніпро-Бузького лиману оцінена в розмірі близько  $52,328 \cdot 10^{15}$  Дж, використовуючи біосферний закон розподілу енергії у ланцюзі живлення (правило 10%), визначаємо розміри енергетичної ніші хижих риб у водній екосистемі:

$52,328 \cdot 10^{15} \text{ Дж} \cdot 0,239 \text{ кал/Дж} = 12,5 \cdot 10^{15} \text{ кал} = 12,5 \cdot 10^{12} \text{ ккал}$  (енергетична ніша продуцентів);

$1,25 \cdot 10^{12} \text{ ккал}$  – консументи I порядку (зоопланктон, рослиноїдні риби);

$0,125 \cdot 10^{12} \text{ ккал}$  – консументи II порядку (риби, що харчуються зоо- та фітопланктоном);

$0,0125 \cdot 10^{12} \text{ ккал}$  (або  $12,5 \cdot 10^9 \text{ ккал}$ ) – консументи III порядку (хижі риби).

Значення  $12,5 \cdot 10^9 \text{ ккал}$  є приблизно окресленою межею енергетичної ніші гідробіонтів-хижаків. У речовинному еквіваленті це складатиме близько 12 тис. т риби (для людини, як кінцевого консументу – 1,2 тис. т). Основними хижаками Дніпро-Бузького лиману, які є найбільш цінними в промисловому значенні та чисельними з-поміж інших хижих видів, є судак, щука, окунь, жерех, сом. На початку 50-х років XX століття сумарний об'єм їх вилову складав майже 981,6 т (20% загального вилову) або  $10^9 \text{ ккал}$  у енергетичному еквіваленті, у другій половині 70-х – 219,6 т (3%), а сьогодні таких даних взагалі немає.

Проте логічним буде висновок про те, що чисельність хижаків зменшується разом із загальною кількістю риби у лимані. Раніше було також встановлено, що

явище кількісної та якісної деградації іхтіофауни Дніпро-Бузького лиману тісно пов'язано з гідрологічним режимом річки Південний Буг (рис. 3.14).

Для підтвердження актуальності проблеми недооцінки біотичних компонентів, були зроблені деякі нескладні однак показові розрахунки щодо значення, наприклад, бджіл у екологічних системах, та економіці зокрема. Відомо, що з 2011 року і до нині в ООН б'ють на сполох у зв'язку зі різким зменшенням популяції бджіл у Північній Америці та Європі. Відомо, що сьогодні Україна займає перше місце у Європі та входить до першої п'ятірки держав світу за кількістю виробленого меду.

За даними Мінагрополітики України відомо, що у 2013 році в нашій державі було вироблено 73,713 тис. т меду (це тільки офіційні дані), що в перерахунку на гроші (при ціні 40 грн/кг для 2013 року) складає приблизно 2,9 млрд. гривень або 0,2 % номінального ВВП країни того ж року. Це прямі доходи від раціонального використання живого компонента екосистеми.

За виробництвом продукції із соняшника наша держава займає провідні позиції у світі. Однак відомо, що ця агрокультура на 99 % опилюється бджолами та шершнями. Врожай соняшнику у 2013 році, за даними Держкомстату України, склав 11051 тис. т. Офіційна ціна на цю культуру, за даними Мінагрополітики України, у тому ж році складала 3315 грн/т. Провівши нескладні розрахунки, бачимо, що дохід від реалізації цієї продукції склав 36,6 млрд. грн, що складає близько 2,5 % номінального ВВП країни. Це неповні (не враховані плодово-ягідні сади) непрямі доходи від живого компоненту екосистеми для людини. Тобто в сумі – близько 3 % ВВП країни.

Беручи до уваги, що 1 бджола для збору 40-50 мг нектару (частка води 50-60 %) має відвідати не менше 200 квітів соняшника, густина висіву якого 4-6 шт./м<sup>2</sup> (в одній корзинці рослини від 1000 до 2000 тис. квітів) і те, що площа посівів цієї культури у 2013 році складала 5051 тис. га, то стає відомо, що приблизно 50 % загальнодержавного виробництва меду складає соняшниковий мед.

Подібні розрахунки знаходимо у [92], де для екосистеми лісів запропоновано алгоритм оцінювання цінності їх екосистемних послуг в енергетичних одиницях.

Управління природними ресурсами, яке не враховує закономірностей функціонування екосистем, погіршує поточні умови розвитку будь-якого регіону, у першу чергу, у соціально-економічному плані. Адже втрачені обсяги рибних ресурсів сьогодні покриваються імпортом сировини і готової продукції, за яку необхідно платити, проводити матеріалоємні днопоглиблювальні та рибопоновлювальні заходи. Замість того, щоб з мінімальними затратами на забезпечення раціонального природокористування громадою, забирати чітко визначену частину поновлюваного природного ресурсу.

#### **3.4. Перспективи використання показника окисно-відновного потенціалу поверхневих вод для оцінки якості водного середовища**

З проведеного у попередніх розділах аналізу джерел інформації відомо, що нормативна концепція регулювання взаємозв'язків у соціоекосистемі не спроможна належним чином реагувати на ті негативні явища і процеси антропогенного походження, які мають місце у біосфері, зокрема об'єктивно оцінювати їх. Було наголошено на тому, що ця проблема може бути пов'язана або з надмірною кількістю показників-індикаторів, або з хибністю концепту, який, за великим рахунком, майже виключає з процесу оцінювання біотичну складову екосистем.

До цього додамо й те, що оперування замість  $k_i$  значеннями ГДК забруднюючих речовин у середовищі проживання може давати помилку у підсумковому результаті. Адже відомо, що більшість граничних нормативів впливу на довкілля розраховані відповідно до положення про пріоритетну роль здоров'я людини у процесі розвитку, зорієнтовані на неї. Вважаємо, що саме такий підхід до нормування антропогенного навантаження викликає значну частку екологічних проблем на глобальному та регіональному рівнях. Зазначимо, що 75 % нормативів додатку №2 СанПін №4630-88 розроблені медичними інститутами.

Для поглиблення запропонованих у дисертації думок щодо необхідності переорієнтації існуючих підходів до оцінювання взаємовідносин у соціоекосистемі, проаналізуємо дані динаміки індексу забруднення води (ІЗВ) у гирлових комплексах Південного Бугу та Дніпра, наведені у «Щорічниках якості

морських вод за гідрохімічними показниками» Миколаївського обласного центру з гідрометеорології за 2006-2014 роки (табл. 3.6).

Таблиця 3.6

Значення ІЗВ на деяких ділянках Дніпро-Бузької естуарної екосистеми.

Рік	Гирло р. П. Буг, Бузький лиман	Гирло р. Дніпро	Дніпровський лиман
2006	1,16	-	0,81
2007	1,73	-	1,48
2008	1,71	-	0,89
2009	1,23	-	1,28
2010	1,59	1,32	1,79
2011	1,49	1,56	1,32
2012	1,30	2,40	1,70
2013	1,44	1,39	0,73
2014	1,25	2,62	1,73

Так, водні ресурси гирлового комплексу річки Південний Буг за чинною офіційною класифікацією відносять до 3 класу якості і характеризують як помірно забруднені. Така вода, за визначенням [35], після відповідної очистки придатна для господарсько-побутового використання, розведення деяких видів риб та інших видів водокористування. В даному випадку чітко простежується вузький споживацький підхід до наявного ресурсу.

У джерелі [228] помірно забруднені води характеризуються як найбільш різноманітні у видовому відношенні: аборигенні види не повністю зникли і вселилися толерантні нові.

Розрахунки індексу екологічної безпеки даної екосистеми методом токсико-енергетичного відгуку біотичних компонентів водної екосистеми доводить протилежне: нижня течія річки Південний Буг знаходиться у кризовому екологічному стані.

Суто логічний аналіз показує невідповідність результатів нормативної оцінки реальній ситуації на природному об'єкті. І це без врахування кумулятивної та синергетичної дії численних хімічних сполук антропогенного та природного походження, які знаходяться в екосистемі в розчиненому чи нерозчиненому стані.

Не виходячи за межі нормативної концепції контролю якості навколишнього середовища, ставлячи задачу вдосконалення існуючих підходів до розв'язання цієї проблеми, були проведені теоретичні та практичні дослідження щодо використання показника окисно-відновного потенціалу (ОВП) природних вод для комплексної характеристики стану річки. Останній, беручи до уваги генезис його формування, вважаємо основним абіотичним фактором, вимірювання якого дозволить комплексно охарактеризувати стан водної екосистеми.

У деяких наукових роботах знаходимо підтвердження думки про те, що ОВП може бути дійсно застосований для оцінювання рівня екологічної безпеки водних ресурсів та екосистем. Це обґрунтовано тим, що заряд води формується під дією усіх без виключення факторів: кліматичні показники, розчинені у воді хімічні елементи, донні відклади, геологічна будова русла, видове та кількісне різноманіття біологічних видів, географія розташування та ін. Зокрема у [119, 230] підкреслено, що найбільшою перевагою використання ОВП під час моніторингу водних систем є швидка і чисельно виражена оцінка дезінфекційного потенціалу вод, який є одним з найбільш важливих характеристик води. У [210] обґрунтовано думку про те, що ОВП можна вважати одним із найкращих інструментів оцінки питних вод за дезінфекційним потенціалом або ступенем зношеності водопостачальної мережі. Стверджується думка про те, що необхідними є дослідження зв'язку ОВП і стану природних водних систем.

Однак, як і будь який метод дослідження, такий підхід має свої недоліки. Досить глибоко цю проблему розглянуто у джерелах [102, 230]. Так, серед основних недоліків ОВП у [230] відзначають досить часту необхідність калібрування приладів виміру і не універсальність методу для визначення антимікробного потенціалу вод, особливо стічних. У [102], спираючись на великий масив експериментальних даних по вимірам ОВП природних вод, наголошується на їх низьку інформативність, оскільки значення потенціалу на індикаторному електроді мають випадковий або компромісний характер.

Тут же знаходимо пояснення: розходження значень ОВП, які отримані на різних електродах для одного зразку природної бутильованої води, коливаються в

межах приблизно від 5 до 60 мВ. В даному випадку проведення кількісних вимірювань для опису окисно-відновних процесів у системі неможливо. Проведені вимірювання доводять, що досліджувані об'єкти мають всі ознаки незворотних систем: тривалий час стабілізації потенціалу (інколи навіть протягом 2 годин потенціал не досягає певного стабільного значення), не співпадаючі значення потенціалу на різних електродах. Тому, отримані результати можуть бути використані лише для якісної оцінки вод [102]. На предмет часу вимірювання, якщо наявне турбулентне перемішування досліджуваних вод досить високе, у [230] рекомендовано набирати таку воду в ємності і в них проводити вимірювання: 30 секунд витримувати у воді прилад і після того фіксувати результат.

До наведеного можна додати й те, що і географічний фактор унеможливорює універсальність показника ОВП, оскільки отримані величини будуть характерними тільки для водного об'єкту регіонального значення.

Власні дослідження, проведені в 2016 році в гирловому комплексі річки Південний Буг (рис. 3.15), з використанням приладів ОРР-169Е та СОМ-100, в певній мірі підтверджують результати досліджень [102, 210, 230].



Рис. 3.15. Розміщення точок замірів визначених фізико-хімічних показників води

Позначеннями дж. 1 – дж. 3 на рис. 3.15 є природні джерела, що виходять на поверхню правого берегу річки Інгул і впадають у неї, а в точках 1 – 5 вимірювання

проводилося безпосередньо у річці (з берега, або містка). Зокрема, у точках 2-4 заміри здійснювалися і з берега і з містка.

Результати досліджень занесені у таблицю (табл. 3.7).

Таблиця 3.7

Дані польових вимірювань окисно-відновного потенціалу природних вод

Дата	Час	t, води	t, повітря	ORP, mV	EC, mS	TDS, ppt			Примітка
						KCl	442	NaCl	
19.02.2016	16:00	5,5	5,5	132	6,08		4,82	3,05	Точка 5, піщане дно
23.02.2016	16:00	5,5	8	104	2,04		1,5	1,01	Точка 2, піщано-мулисте дно
08.03.2016	14:00	10,3	13	167	2,12	1,09	1,61	1,13	Точка 2, піщано-мулисте дно
08.03.2016	15:00	11	13	93	2,16	1,11	1,56	1,09	Точка 1, піщано-мулисте дно
	15:00	12,3	13	202	3,6	1,9	2,68	1,83	Джерело 1
09.03.2016	8:30	8,7	10	159	2,17	1,13	1,58	1,1	Точка 3, піщано-мулисте дно, берег
10.03.2016	9:00	10,1	6	168	9,3	5,39	7,93	4,6	Джерело 2
	9:15	10,8	6	185	8,45	5	7,49	4,41	Джерело 3
	9:30	9,4	7	167	2,22	1,15	1,62	1,13	Точка 4, піщано-муло- кам'янисте дно
	13:00	10,3	13	145	2,21	1,13	1,56	1,14	Точка 4, піщано-муло- кам'янисте дно
14.03.2016	15:30	8,6	6	140	2,22	1,15	1,61	1,12	Точка 2, піщано-мулисте дно
	16:00	9	6	-16	2,45	1,28	1,78	1,24	Точка 1, піщано-мулисте дно
	16:30	11,8	6	208	3,68	1,93	2,74	1,86	Джерело 1
	17:30	8,6	5	126	2,17	1,11	1,55	1,09	Точка 3, піщано-мулисте дно, берег
11.04.2016	13:45	15,2	14	150	2,24	1,15	1,61	1,13	Точка 3, піщано-мулисте дно, берег
	14:00	15	14	147	2,25	1,16	1,62	1,13	Точка 3, піщано-мулисте дно, місток



23.05.2016	19:00	21,5	19	99	2,32	1,17	1,68	1,2	Точка 3, піщано-мулисте дно, місток
	19:30	21,2	18	105	2,33	1,19	1,67	1,2	Точка 3 (200 м вниз за течією), піщано-мулисте дно
24.05.2016	9:45	21,2	18	106	2,33	1,2	1,68	1,17	Точка 3, піщано-мулисте дно, місток

Аналіз даних таблиці в середовищі програмування R показує, що фактори температури середовища, солоності та кількість зважених частинок (електропровідність води) мають слабкий зв'язок із значенням ОВП (табл 3.8).

Таблиця. 3.8

#### Зв'язок ОВП з гідрофізичними факторами середовища

№ з/п	Досліджувані системи факторів	Значення коефіцієнту кореляції, r
1	ОВП – температура води	0,095
2	ОВП – електропровідність води	0,338
3	ОВП – солоність (по шкалі 442)	0,335
4	ОВП – солоність (за NaCl)	0,344

Було помічено, що тип дна може суттєво впливати на значення ОВП. Так, точка 1, де піщано-мулисте дно берега включає і ділянку з болотистим ґрунтом, була єдиною, де зафіксовано від'ємне значення ОВП (-16 мВ).

У той же час, аналіз досліджень [210, 230] дозволяє говорити про тісний логарифмічний зв'язок між значеннями рН і ОВП. Зокрема у джерелі [163] стверджується про те, що при зменшенні рН питної води на одну одиницю, ОВП збільшується приблизно на 59 мВ. Проте власні дослідження в даному напрямі не проводилися.

Відтак, говорити про можливість розробки деталізованої класифікації якості природних вод за значенням ОВП на даний момент вважаємо досить

проблематичним, що пов'язано зі складнощами вимірювання та багатофакторністю формування даного показника.

### **3.5. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище за функцією відгуку організму**

У попередніх розділах було доведено, що біотичні компоненти екологічних систем можна вважати найкращими індикаторами комплексних змін в навколишньому середовищі, а оцінку екологічної безпеки (як безпосередній індикатор якості навколишнього середовища) необхідно проводити на основі використання їх екологічних характеристик.

Відтак, важливим стає визначення зон якості навколишнього середовища, що вважаємо одним з етапів комплексної оцінки екологічної безпеки природної системи та нормування антропогенного навантаження на довкілля. Як було визначено у попередніх розділах, в основу індексу екологічної безпеки покладено використання екологічних характеристик (ЕХ) стенобіонтів. Питання визначення якості розглядалося у [49], де було запропоновано виокремлення зон високої (В), середньої (С) та низької (Н) якості НС.

Відзначимо, що пропонується алгоритм оцінки ІЕБ є доцільним у тих випадках, коли розглядаються фактори антропогенного походження (ЕХ представлена правою частиною кривої нормального розподілу (рис. 3.16) і розташована в діапазоні від 0 до  $+\infty$ , оскільки концентрація забруднюючої речовини у довкіллі не може бути від'ємною) або природні, на які господарська діяльність людини має значний вплив або від яких залежить (температура, вологість, солоність води тощо) і ЕХ будуть мати вигляд асиметричної (рис. 3.17, 3.18) чи, рідше, симетричної кривої нормального розподілу.

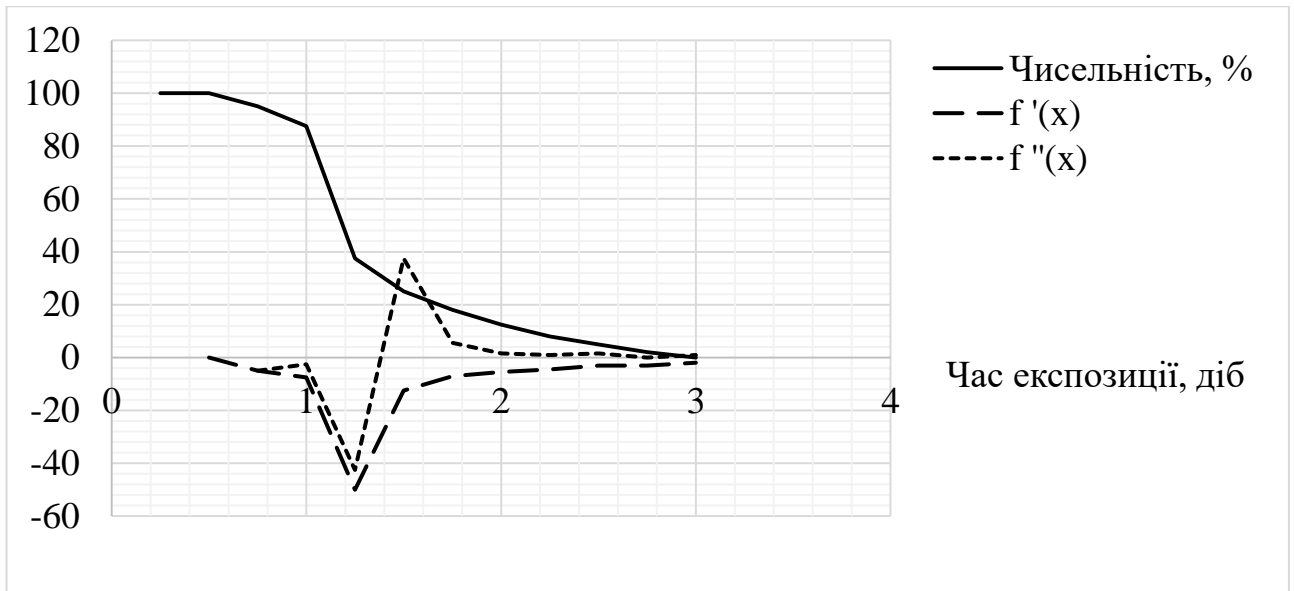


Рис. 3.16. Чисельність особин бокоплавів при дії детергенту

Такий односхильний вигляд ЕХ має тому, що концентрація забруднюючої речовини у довкіллі не може бути від'ємною.

Оскільки ЕХ стенобіонтів знайти досить проблематично, вирішено використати наявні еврибіонтні для обґрунтування змісту методу нормування.

Вихідними ЕХ для математичного аналізу стали графічні матеріали наведені у джерелах [175] та [40], які методом інтерполяції були перенесені в програмне забезпечення MS Excel і там же проаналізовані.

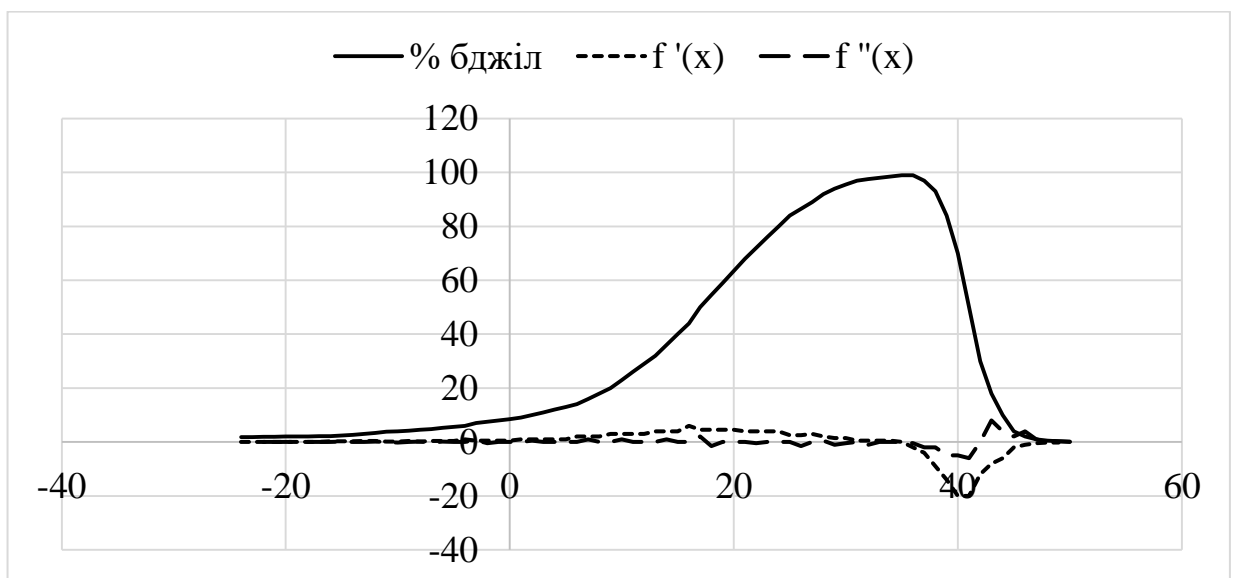


Рис. 3.17. Залежність кількості бджіл від температурних коливань [175]

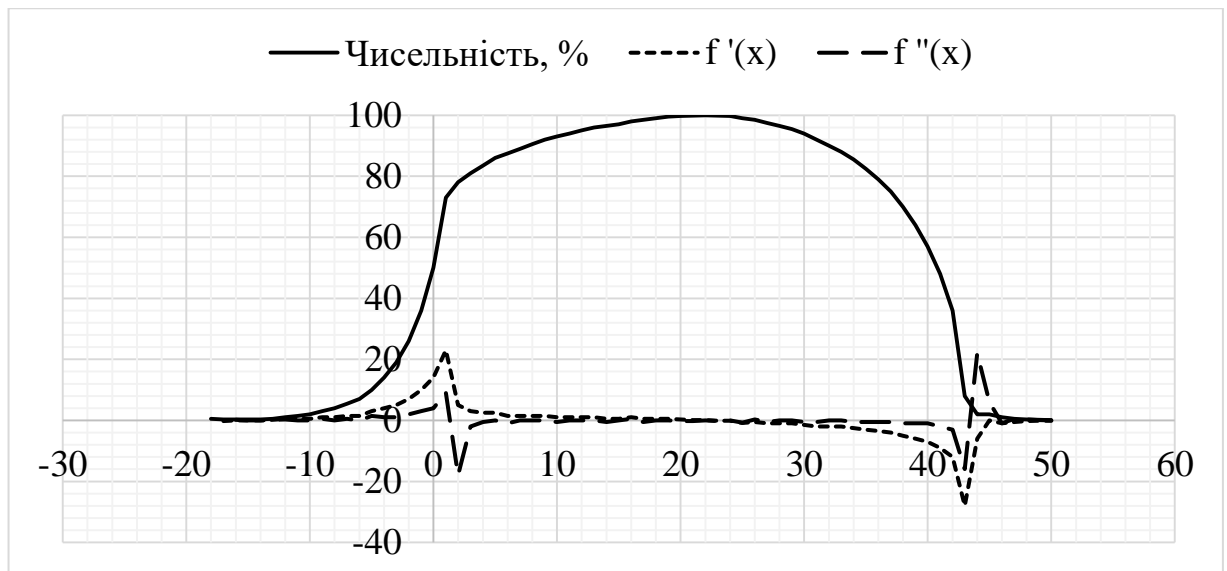


Рис. 3.18. Залежність кількості голубів від температури [40]

Для визначення зон якості, пропонується використовувати метод диференціювання функції: отримані перша ( $f'(x)$ ) та друга ( $f''(x)$ ) похідні (рис. 3.19) для вихідних даних (рис. 3.18) дозволяють емпірично більш точно визначити зони толерантності ( $B$ ), стресу ( $C$ ) та загибелі ( $H$ ).

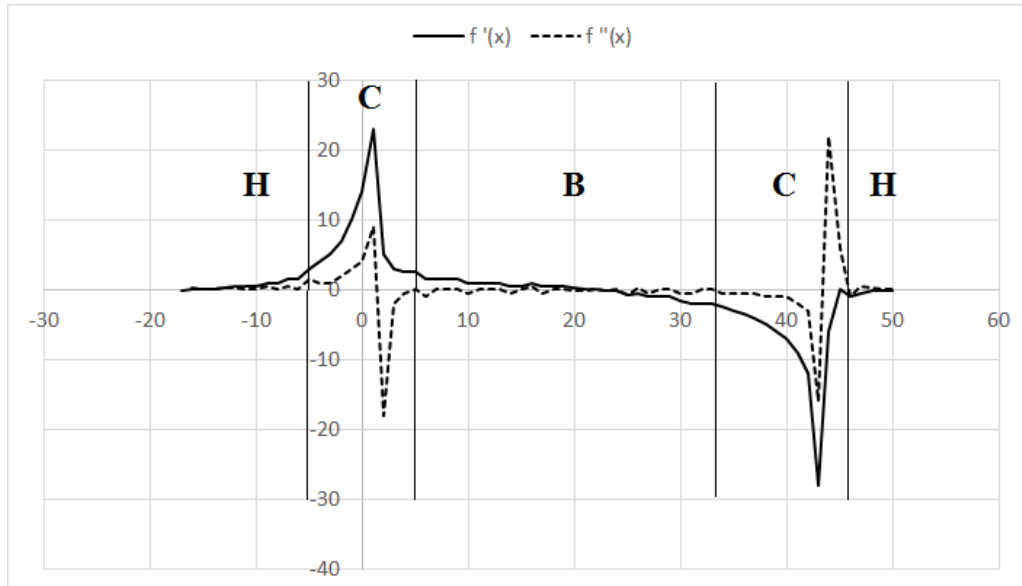


Рис. 3.19. Диференціювання ЕХ та виділення зон якості

Особливу увагу варто звернути на зону  $C$ , яка має вигляд двох протилежно направлених «зубців кардіограми» і певним чином (з біологічної точки зору) характеризує адаптаційний динамізм живого організму (виду або популяції) до дії

стресового фактору та чітко відділяє зону  $B$  від  $H$ . Пояснити наведену інтерпретацію спробуємо законом еволюційно-біфуркаційного розвитку, коли верхня межа зони  $C$  має мінімум три варіанти подальшого розвитку (рис. 3.20): перехід до зони  $B$  та стабілізація стану (1), загибель при потраплянні у зону  $H$  (2) та адаптація до дії негативного фактору (3), зокрема і шляхом мутацій з утворенням альтернативної ЕХ.

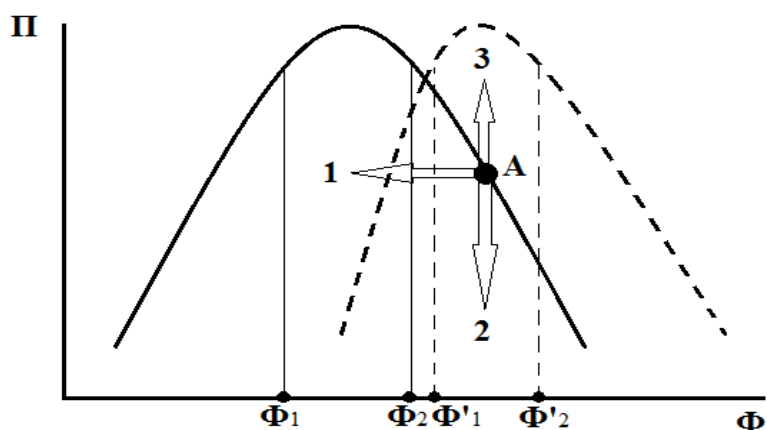


Рис. 3.20. Якісна схема аналізу розвитку ситуації у зоні середньої якості (точка  $A$ )

Знаходження прискорення функції ( $f''(x)$ ) вважаємо доцільним для більш точного виокремлення означених зон. Апробацію пропонуваного методу здійснено на ЕХ сонечка (рис. 3.21) [84], коника (рис. 3.22) [14], колорадського жука (рис. 3.23) [144], кукурудзи (рис. 3.24) [56].

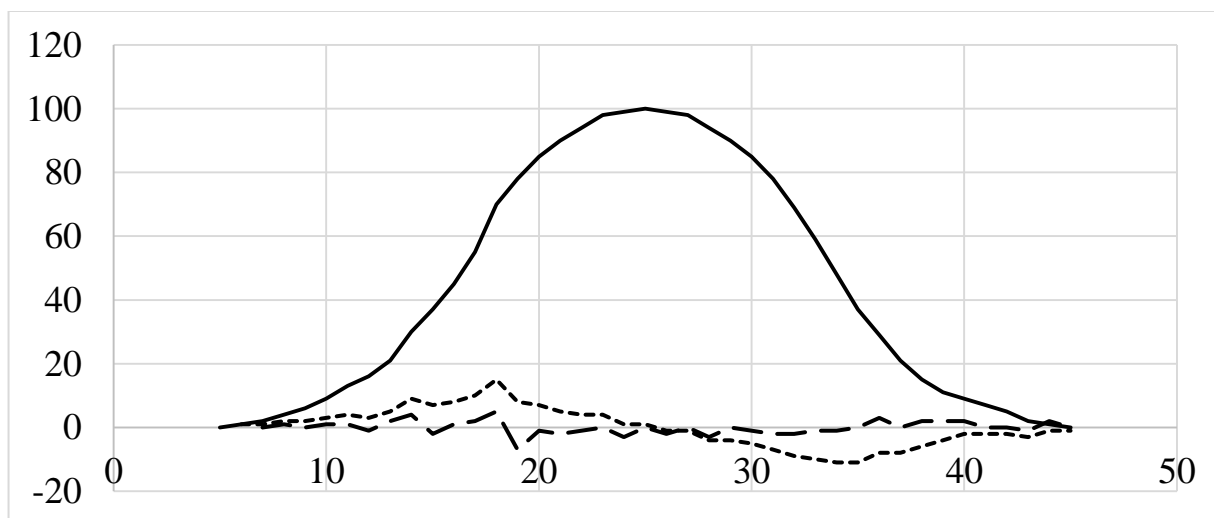


Рис. 3.21. Залежність чисельності сонечок від температури

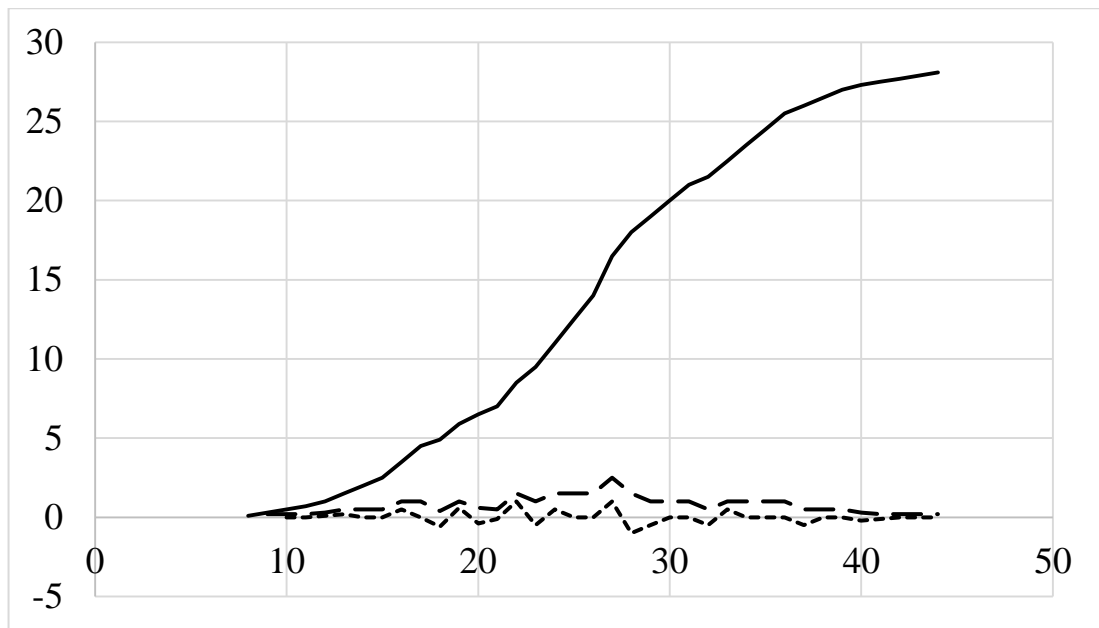


Рис. 3.22. Чисельність коника *Austroicetes cruciata* від температури

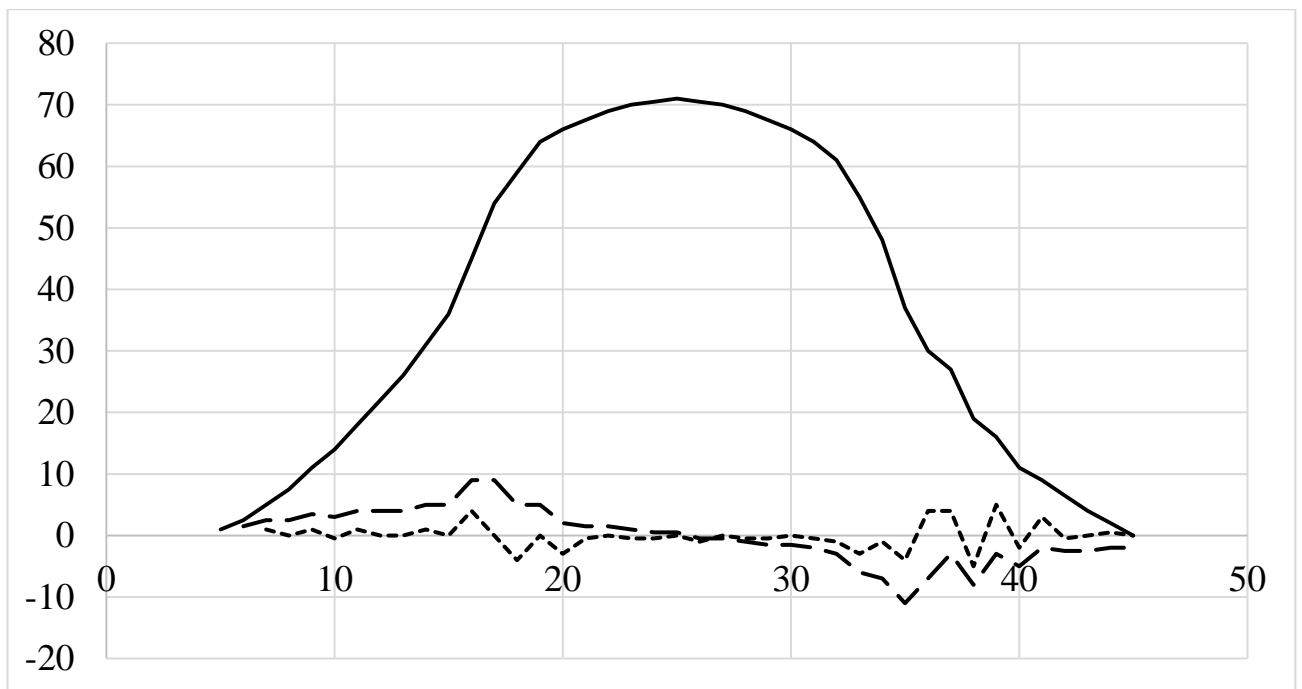


Рис. 3.23. Залежність чисельності колорадського жука від температури

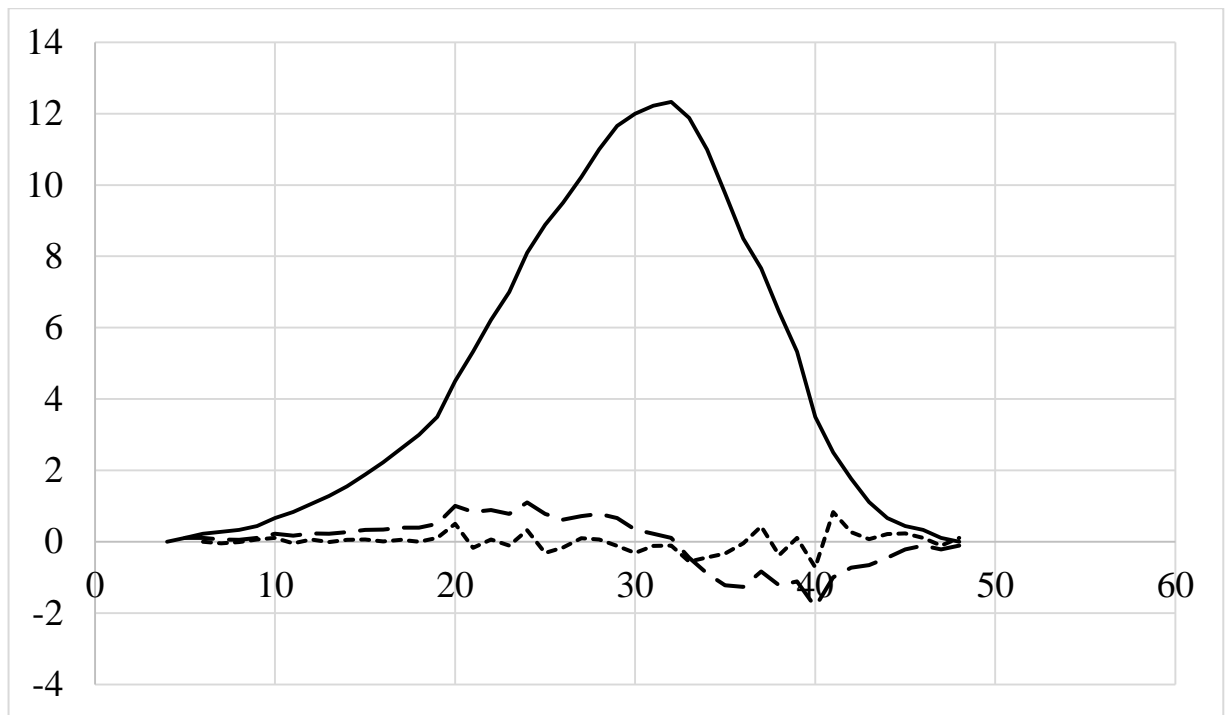


Рис. 3.24. Залежність інтенсивності росту кукурудзи від температури

Усі наведені ЕХ мають вигляд асиметричної кривої нормального розподілу, типової для нішоутворюючих факторів: температура, вологість, освітленість. Тобто є один оптимум, по дві зони стресу і загибелі. В цьому випадку їх аналіз методом диференціювання є корисним і з точки зору певних галузей господарства, і в контексті розробки й обґрунтування пропонованої теоретичної бази забезпечення екологічної безпеки територій.

Підкреслимо, що подібного роду екотоксикологічні дослідження на регіональному рівні майже не ведуться, що актуалізує запропонований метод, беручи до уваги наведені в дисертаційній роботі результати натурних та теоретичних досліджень.

Загалом, використання методу диференціювання для аналізу визначених ЕХ дозволяє вдосконалити методики нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище, поглиблює наявні теоретичні підходи до визначення господарських ризиків та забезпечує належний рівень наукового аналізу стану місцевих (регіональних) екосистем в системі визначення рівня екологічної безпеки.

### 3.6. Висновки до третього розділу

1. За допомогою програмного забезпечення *R*, встановлено кореляційний зв'язок між витратами води в річці та забруднюючими речовинами: для фосфатів  $r$  складає  $-0,77$ , фосфору загального –  $(-0,74)$ , нітратів –  $0,83$ . Апроксимовано прямопропорційну залежність останніх від водності річки у нижній течії. Оскільки зі зменшенням стоку концентрація фосфатів в меженний теплий період року зростає, зростає інтенсивність евтрофікації, що позначається на цілісності і збалансованості потоків речовини та енергії в екологічній системі басейну Південного Бугу.

2. Вивчення взаємозв'язків між господарським комплексом Миколаївського регіону та екосистемою річки Південний Буг (у нижній течії), на основі гідрофізичних, гідрохімічних та гідробіологічних показників, дозволило стверджувати про їх розбалансованість. На основі розробленого методу стенобіонтної оцінки рівня екологічної безпеки водної екосистеми, формалізувавши токсикологічну функцію відгуку бокоплава на дію розчину детергенту при концентрації  $100$  мг/л, індекс екологічної безпеки у діапазоні  $0 < \text{ІЕБ} < 1$  склав  $0,18$ . Визначення екологічної безпеки регіону способом оцінки сталості потоків енергії у водній екосистемі чисельно склало  $0,3$ , що об'єктивно відображає стан взаємозв'язків людини і природи у соціоекосистемі регіону.

3. Розраховано щорічний розмір екологічної шкоди від нераціонального (незбалансованого) природокористування у нижній течії річки Південний Буг на рівні  $5,5 \cdot 10^9$  ккал (від 1980 року і до нині), а економічної – мінімум  $250$  млн грн (за цінами 2012 року). Оскільки басейн Південного Бугу характеризується високим рівнем зарегулювання русла, доцільною вважаємо інвентаризацію усіх водосховищ та ставків в басейні річки, з метою виведення з експлуатації тих гідротехнічних споруд, які не виконують своє функціональне призначення. На практиці це дозволить зменшити розраховані у роботі збитки та попередити ряд негативних процесів.

4. Введено та обґрунтовано поняття «енергетичної ніші» виду (видів), що дозволило, на прикладі показників вилову хижих риб у Дніпро-Бузькому лимані,



виявити значне порушення потоку забезпечуючих екосистемних послуг. Сьогодні дисбаланс між тим, що є, і тим, що має бути, складає 85%.

5. Результати проведених досліджень щодо використання показника окисно-відновного потенціалу в якості основного комплексного індикатору стану природних вод регіону не дозволяють розглядати можливість його впровадження в природоохоронну діяльність, з огляду на складнощі в методологічній та технічній складовій пропонованого підходу.

6. Запропоновано метод визначення якості навколишнього середовища на основі чисельного диференціювання екологічних характеристик біотичних компонентів екосистем, що може бути в подальшому використаний при визначенні господарських ризиків природокористування та нормуванні антропогенного навантаження на довкілля.

## РОЗДІЛ 4.

### ЗАСТОСУВАННЯ МЕТОДУ ТОКСИКО-ЕНЕРГЕТИЧНОГО ВІДГУКУ В СОЦІОЕКОСИСТЕМІ РЕГІОНУ

#### 4.1. Визначення екологічних ризиків водозабезпечення для промислових об'єктів регіону (на прикладі ЮУ АЕС)

З точки зору принципів сталого розвитку та закономірностей функціонування річки, створення гідротехнічних споруд в її басейні (особливо для енергетичних потреб) не можна вважати екологічно безпечною альтернативою сучасній концепції енерговиробництва. На підтвердження цієї думки, наведемо декілька негативних прикладів зі світової практики. Це гідроелектростанція «Three Gorges Dam» на річці Янцзи у Китаї (інтенсивнішими стали процеси евтрофікації, почастишали зсуви ґрунтів, зруйновано шляхи міграції осетрових видів риб, затоплено близько 1300 археологічних об'єктів), Цимлянське водосховище на річці Дон у Росії (збільшення солоності вод Азовського моря та зменшення його продуктивності), десятки водосховищ на річках Сирдар'я та Амудар'я знищили Аральське море. Власне ситуація є типовою для держав, в яких гідроенергетична галузь одна із найрозвиненіших. Це Китай, Бразилія, США, Росія, Індія.

Зарегулювання русла річок для потреб атомної або гідроенергетики є досить типовою та поширеною для більшості країн світу практикою, в т. ч. й України. В розрізі цього, актуальним є визначення причинно-наслідкових зв'язків у системі «людина – природа» на рівні регіону. Зокрема, розрахунки господарського ризику для техногенного водокористувача дозволять виявити ступінь небезпечності екологічної ситуації в басейні річки.

Результати дослідження дозволять створити науково обґрунтовану основу для прийняття відповідних рішень, з метою розв'язання існуючих та попередження екологічних проблем [184].

В попередніх розділах, на основі аналізу якісних та кількісних показників нижньої течії річки Південний Буг, було доведено, що стан навколишнього

середовища (рівень екологічної безпеки) в Миколаївському регіоні має негативний тренд, тобто погіршується.

Для підтвердження наведених висновків, використовуючи інструменти статистики, у середовищі програмування R, яке поступово стає загально визнаним світовим стандартом при проведенні технічних розрахунків [168, 169], здійснено аналіз впливу (значимості) «глухого» зарегулювання русла річки та будівництва Южно-Українського енергокомплексу у 80-90-х роках ХХ століття на рівень забезпеченості її середньомісячного та середньорічного стоку у нижній течії (від м. Вознесенськ до м. Миколаїв).

Маючи масив даних за 80 років (додаток 3), більше 28 тис. значень (1936-2016 рр.), виокремлено дві вибірки: за 1936-1983 рр. (до початку будівництва зазначених техногенних об'єктів, вектор  $x_1$ ) та 1984-2016 рр. (після початку будівництва відповідно, вектор  $x_2$ ).

За допомогою критерію Стьюдента, функції *t.test* у середовищі R, проведено перевірку впливу фактору зарегулювання на річний гідрологічний режим річки Південний Буг шляхом порівняння двох залежних (парних) вибірок:

```
> x1<-c(70.58,112.25,250.27,216.11,72.64,57.75,62.98,51.86,49.58,61.36,64.65,67.91)
```

```
> x2<-c(83.12,97.00,131.51,129.48,64.67,58.46,53.46,42.06,52.62,78.19,72.29,71.91)
```

```
> t.test(x1,x2,paired=TRUE)
```

```
Paired t-test
```

```
data: x1 and x2
```

```
t = 1.4047, df = 11, p-value = 0.1877
```

```
alternative hypothesis: true difference in means is not equal to 0
```

```
95 percent confidence interval:
```

```
-9.597608 43.459274
```

```
sample estimates:
```

```
mean of the differences
```

```
16.93083
```

Зазначимо, що залежними (парними) є вибірки, які містять результати вимірювань якої-небудь ознаки, виконані на одних і тих же об'єктах до та після

експерименту. За такої схеми експерименту, дослідник більш точно оцінює ефект дії саме тому, що відслідковує його на одному і тому ж об'єкті (об'єктах).

Незважаючи на те, що за висновками програмного забезпечення альтернативна гіпотеза підтверджена (*alternative hypothesis: true difference in means is not equal to 0*), тобто різниця вибірових середніх двох вибірок не дорівнює нулю, не можливими є від'ємні значення витрат води, які є нижньою межею 95%-го довірчого інтервалу:

*95 percent confidence interval:*

-9.597608 43.459274.

Тому, було вирішено використати одновибірковий t-критерій: оцінено значимість зміни середніх витрат води у річці П. Буг після спорудження Южно-Українського атомного енергокомплексу (ЮУ АЕК) (середньомісячні значення за 1984-2016 роки), визначивши середні витрати води за 1936-1983 роки на рівні 94,83 м<sup>3</sup>/с ( $\mu = 94.83$ ):

```
> t.test(x2,mu=94.83)
```

One Sample t-test

data: x2

t = -2.0429, df = 11, p-value = 0.06577

alternative hypothesis: true mean is not equal to 94.83

95 percent confidence interval:

59.65507 96.13993

sample estimates:

mean of x

77.8975

В даному випадку однопараметричний аналіз по критерію Стьюдента показує, що імовірність отримати таке (або більше) значення t за умови, що досліджувана нульова гіпотеза вірна (тобто зарегулювання і експлуатація ЮУЕК не впливає на рівень витрат води в нижній течії річки), виявилася досить малою:  $p\text{-value} = 0.06577$  (на рівні, близькому до 5%). Відповідно, можемо відхилити нульову гіпотезу и

прийняти альтернативну (alternative hypothesis: true mean is not equal to 94.83). В такому разі, ризик помилки складає близько 6,5%.

Окрім t-критерію, кількості ступенів свободи ( $df = 11$ ), р-значення і вибіркового середнього (*sample estimates: mean of x*), програма розрахувала 95%-ий довірчий інтервал (*95 percent confidence interval*) для істинної різниці між вибіркоvim середнім значенням витрат води у річці і тим, що визначено до спорудження ЮУ АЕС. Відповідно до цього, багаторазово проводячи аналогічний тест для умов, коли ЮУ АЕК експлуатується разом із Ташлицькою водоємною-охолоджувачем і Олександрівським водосховищем (після 2006 року), то середньорічне значення витрат води коливатиметься у діапазоні від 59.65 до 96.14 м<sup>3</sup>/с у 95 % випадків.

Як зазначено у першому розділі, тиск на водну екосистему виникає тоді, коли об'єм водозабору з річки перевищує третину річкового стоку. Оскільки середньорічний багаторічний стік Південного Бугу знаходиться на рівні 2,8 км<sup>3</sup>, неважко розрахувати мінімальне середньорічне значення витрат води у ньому, яке забезпечить 2/3 стоку:

$$2,8 \cdot 2 : 3 = 1,87 \text{ км}^3$$

$$1,87 \text{ км}^3 : 31536000 \text{ с} = 59,3 \text{ м}^3/\text{с}$$

Важливим етапом в процесі прогнозування впливу техногенних об'єктів, зокрема енергетичних, на цілісність досліджуваної водної екосистеми є визначення ризиків порушення сталого потоку екосистемних послуг: в даному випадку – витрат води в річці на рівні 20 м<sup>3</sup>/с. Адже відомо, що експлуатація трьох блоків ЮУ АЕС щосекунди потребує 3 м<sup>3</sup> води, яка йде на охолодження енергоблоків та одразу ж випаровується. Це найнижча межа «безпечної» водності, оскільки за таких умов в нижній течії річки Південний Буг іще можливо забезпечити санітарний попуск на рівні 17 м<sup>3</sup>/с.

Спираючись на масив фактичних даних (більше 28 тис. значень) добових витрат води за 80 річний період (1936-2016 роки), побудовано їх вірогіднісний розподіл, який характеризується кривою нормального розподілу зі зміщенням вліво – в область низьких значень. При цьому у 1936-1983 рр. зміщений в ліво

розподіл значень витрат води був виражений чіткіше. Це пояснюється тим, що водосховище, в даному випадку, виконує функцію вирівнювання стоку («регулювання небезпечної дії вод») протягом усього року (рис. 4.1).

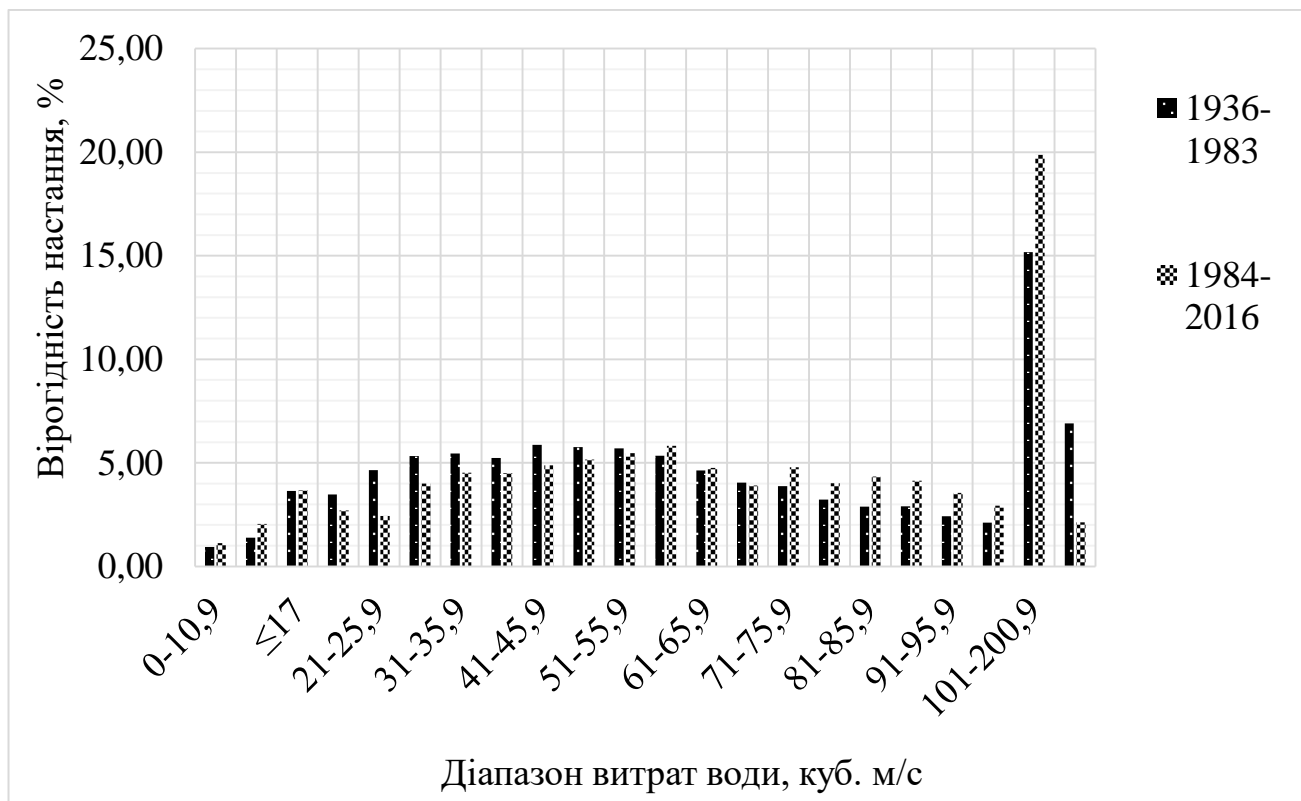


Рис. 4.1. Річний вірогіднісний розподіл витрат води у р. Південний Буг

Варто відзначити, що у 2007 році середньодекадні витрати води у річці Південний Буг за даними гідропосту у селі Олександрівка Вознесенського району Миколаївської області були 15,2 м<sup>3</sup>/с протягом 20 днів і 12 м<sup>3</sup>/с – 10 днів, у 2012 – 10,3 м<sup>3</sup>/с протягом 60 днів, а в 2015 – менше 17 м<sup>3</sup>/с протягом 126 днів.

На рис. 4.1 можна побачити, що з-поміж діапазонів є три позиції, які потребують пояснення. У першому випадку ( $W \leq 17$ ) акцентовано увагу на групі значень, які менше або дорівнюють величині встановленого санітарного попуску нижче греблі Олександрівської ГЕС. Більш детальний аналіз вірогідності витрат води менше санітарного попуску у меженний період (травень-жовтень) представлено на рис. 4.2.

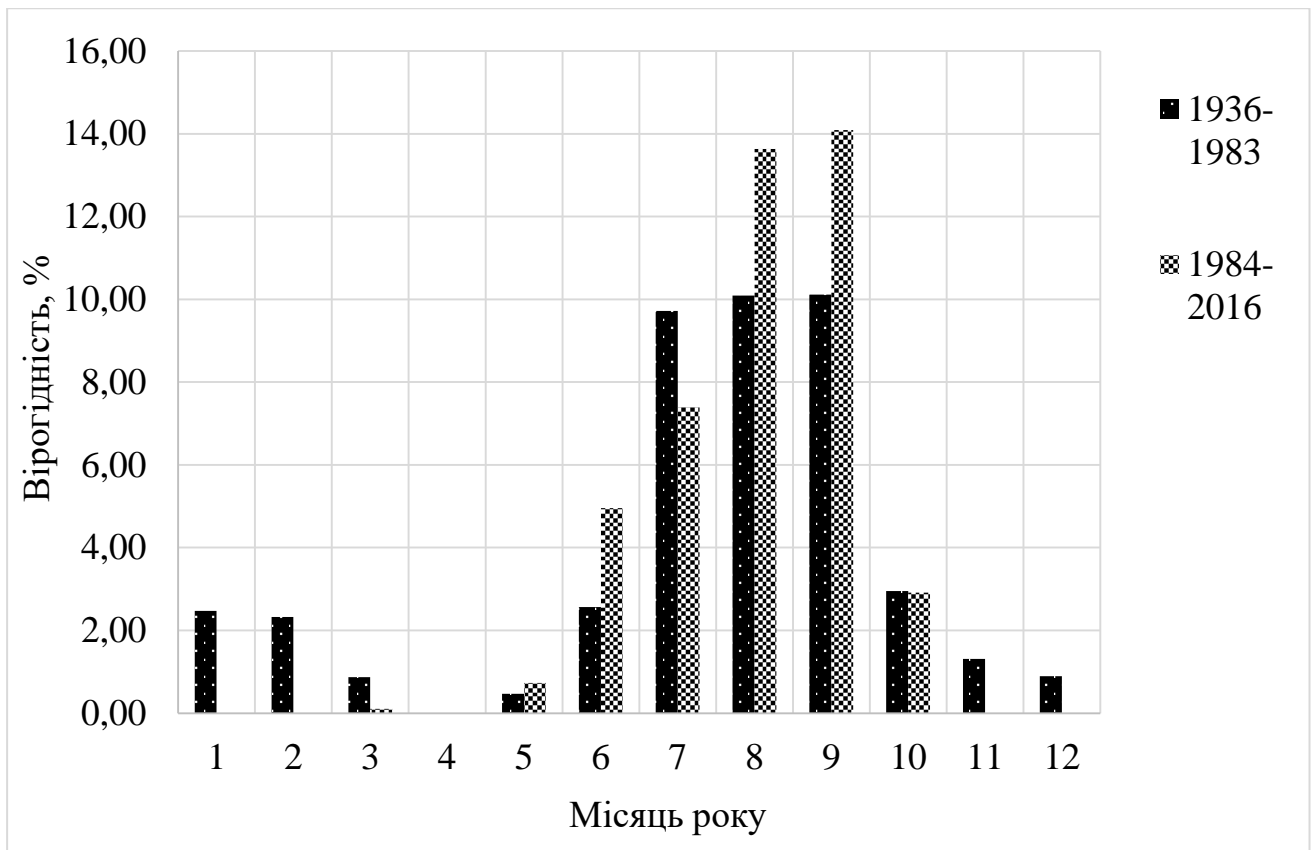


Рис. 4.2. Вірогідність (%) витрат води нижче санітарного попуску ( $17 \text{ м}^3/\text{с}$ ) протягом року

У другому ( $101 < W < 200,9$ ) та третьому ( $W > 201$ ) випадках – з метою забезпечення розбірливості і показовості рис. таким чином виконано ущільнення діапазонів.

Відзначимо, що після введення в експлуатацію ЮУ АЕК водність річки почала зменшуватись. І в даному випадку можна виділити дві основні причини: значні потреби у воді для охолодження атомних реакторів, особливо у теплий період року (від  $3 \text{ м}^3/\text{с}$ , плюс випаровування з водного дзеркала водосховищ), та глобальні зміни клімату, які характеризуються збільшенням екстремумів температур у літній та осінній період.

На предмет останнього, аналогічні думки знаходимо у роботах [18, 19, 186].

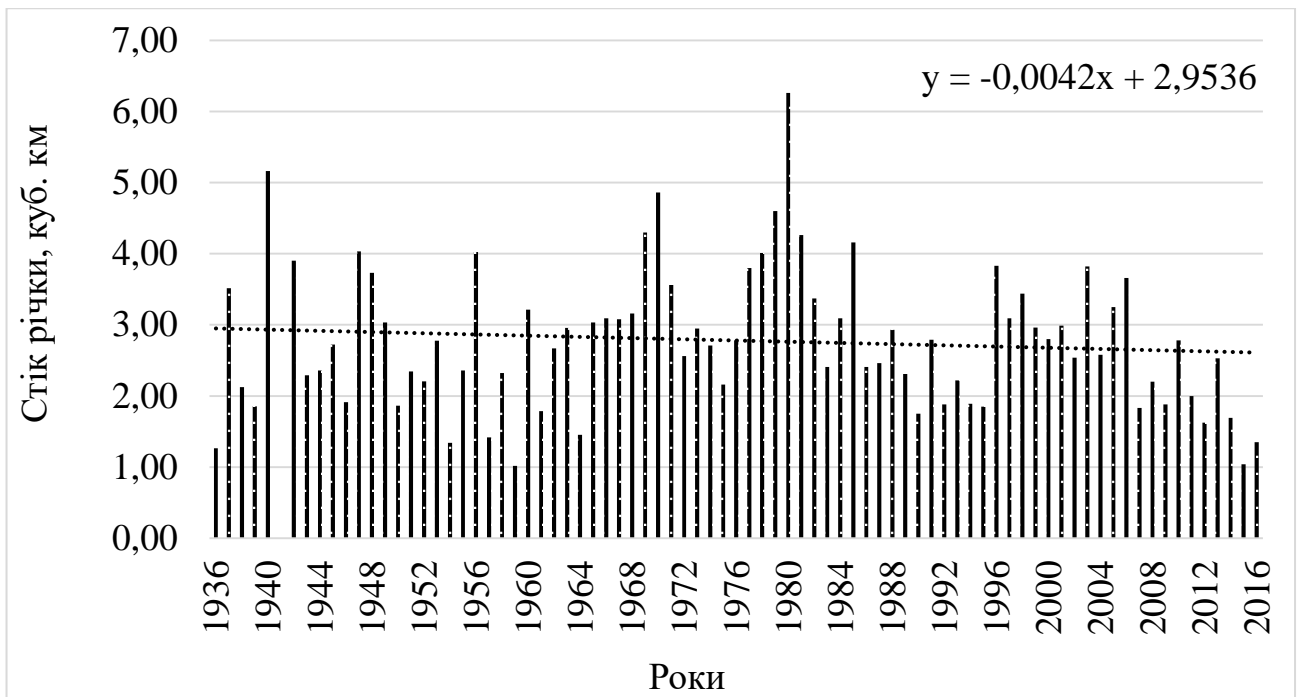


Рис. 4.3. Динаміка стоку річки П. Буг за 1936-2016 рр.

Аналіз тренду річкового стоку за період у 80 років (додаток Е) з використанням програмного забезпечення MS Excel (рис. 4.3) підтверджує вище наведені розмірковування. Однак, для надання більшої вагомості наведеній думці, пропонуємо використати додатковий метод.

Так, для виявлення циклічності кліматичних явищах і гідрологічних показників водних об'єктів часто використовують метод різницевої інтегральної кривої. Його суть полягає в тому, що спочатку для даного ряду спостережень виконується обчислення модульних коефіцієнтів (K):

$$K = \frac{M_i}{M_{cp}}, \quad (4.1)$$

де,  $M_i$  – певне значення досліджуваного ряду,  $M_{cp}$  – середнє значення ряду.

Потім визначають їх відхилення від середини ( $K - 1$ ) і нарешті, проводиться побудова інтегральної кривої шляхом послідовного підсумовування цих відхилень за виразом:

$$f(t) = \sum_{i=1}^n (K - 1), \quad (4.2)$$



Таким чином різницева інтегральна крива є наростаючою сумою відхилень модульних коефіцієнтів від середнього багаторічного значення ряду на кінець кожного  $M_i$  року. Позитивні значення відхилень модульних коефіцієнтів при підсумовуванні за інтервал часу дають нахил різницевої інтегральної кривої вгору відносно горизонтальної лінії, а негативні – нахил кривої вниз (рис. 4.4).

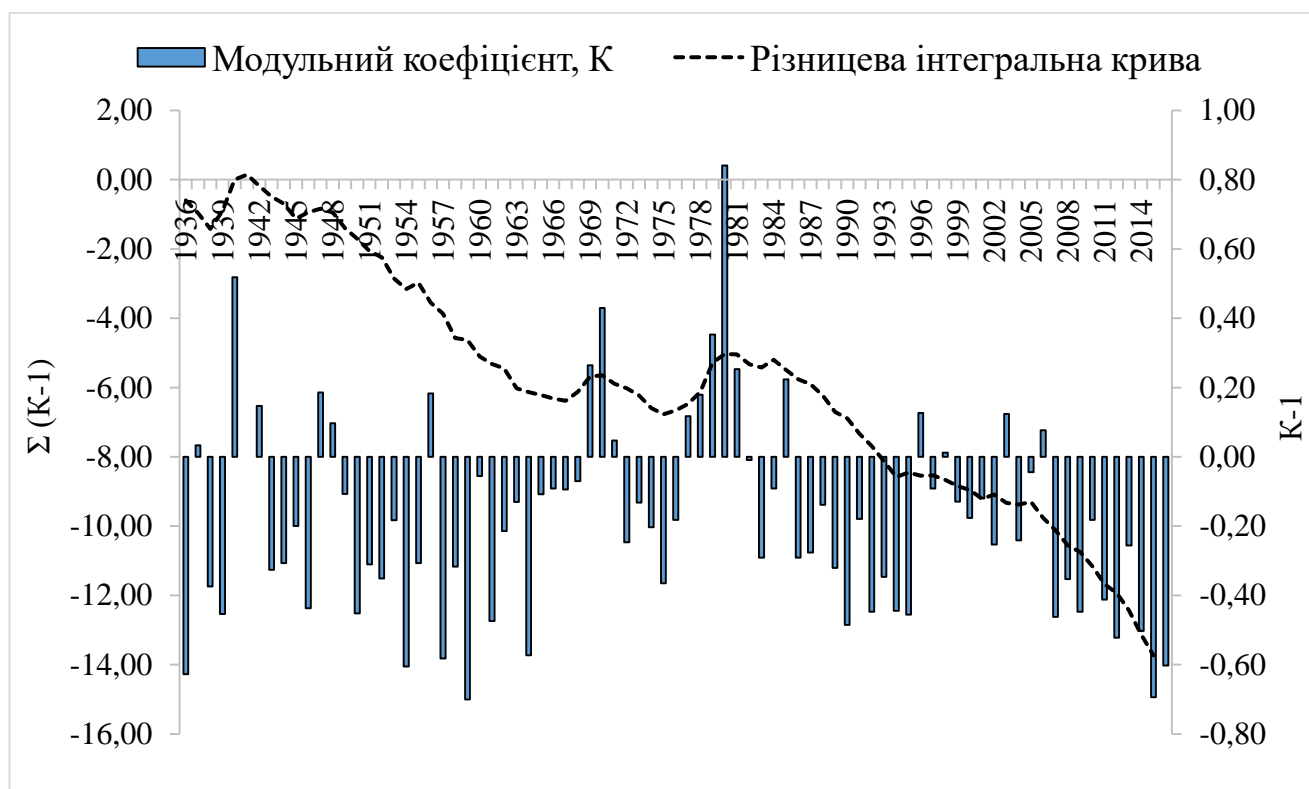


Рис. 4.4. Різницева інтегральна крива та графік модульних коефіцієнтів річного стоку річки Південний Буг за 1936-2016 роки

На рис. 4.4, як за значеннями модульних коефіцієнтів так і за різницевою інтегральною кривою, чітко простежується тенденція до поступового зменшення річкового стоку: у першому випадку кількість потраплянь значень модульних коефіцієнтів вище 0 стає меншою; а в другому – показовим є наявність ступінчастої низхідної ламаної кривої, відрізки якої дуже подібні до прямолінійної залежності.

Однак навіть 80 років спостережень недостатньо для чіткого виділення циклічності стоку, а лише гіпотетично припускати, що сучасне маловоддя на річці є подібним до 50-60 років ХХ століття (адже важко визначити вплив зарегулювання

Дніпра у зазначеному часовому проміжку) і через 10-15 років знову настане повноводний цикл на Південному Бузі, або є результатом експлуатації ЮУ АЕС.

Одним із досить імовірних наслідків маловоддя у нижній течії річки є підвищення концентрації забруднюючих речовин, які надходять у річку разом зі скидами господарсько-побутових стічних вод. Оскільки досить сильний обернений кореляційний зв'язок між середньомісячними витратами води та концентрацією фосфатів і загального фосфору, та прямий з нітратами, вже було виявлено у попередніх розділах роботи, підтвердимо цей умовивід шляхом порівняння двох вибірок через критерій Стьюдента у статистичному середовищі R. Зауважимо, що під час виконання двохвибіркового t-тесту R за замовчення приймає, що дисперсії порівнюваних вибірок не рівні, і, як наслідок, виконує t-тест в модифікації Уелча (Welch Two Sample t-test). Нижче наведено програмний код виконання t-тесту на предмет значимості витрат води в формуванні концентрації фосфатів в нижній течії річки.

```
> d<- read.table ("clipboard",header=F, sep=";", col.names = c ("month", "fosfaty",  
"water"))
```

```
> head(d)
```

```
month fosfaty waterflow
```

```
1 1 0.1700 86.56
```

```
2 2 0.1480 102.04
```

```
3 3 0.0700 141.73
```

```
4 4 0.0578 137.99
```

```
5 5 0.0658 68.35
```

```
6 6 0.1160 59.50
```

```
> t.test(d$water,d$fosfaty)
```

```
Welch Two Sample t-test
```

```
data: d$water and d$fosfaty
```

```
t = 9.432, df = 11, p-value = 1.322e-06
```

```
alternative hypothesis: true difference in means is not equal to 0
```

```
95 percent confidence interval:
```

63.5356 102.2136

sample estimates:

mean of x mean of y

83.0158333 0.1412167

Як бачимо, з 99% впевненістю ( $p\text{-value} = 1.322e-06$ ) можна казати про те, що концентрація фосфатів у річці Південний Буг залежить від витрат води.

Апроксимація зв'язку середньомісячної концентрації нітратів і середньомісячних витрат води в річці у середовищі MS Excel (рис. 4.5) дозволила виявити досить значиму ( $R^2 = 0,7357$ ) математичну модель (4.3).

$$y = 252,49 \cdot \ln(x) - 936,96 \quad (4.3)$$

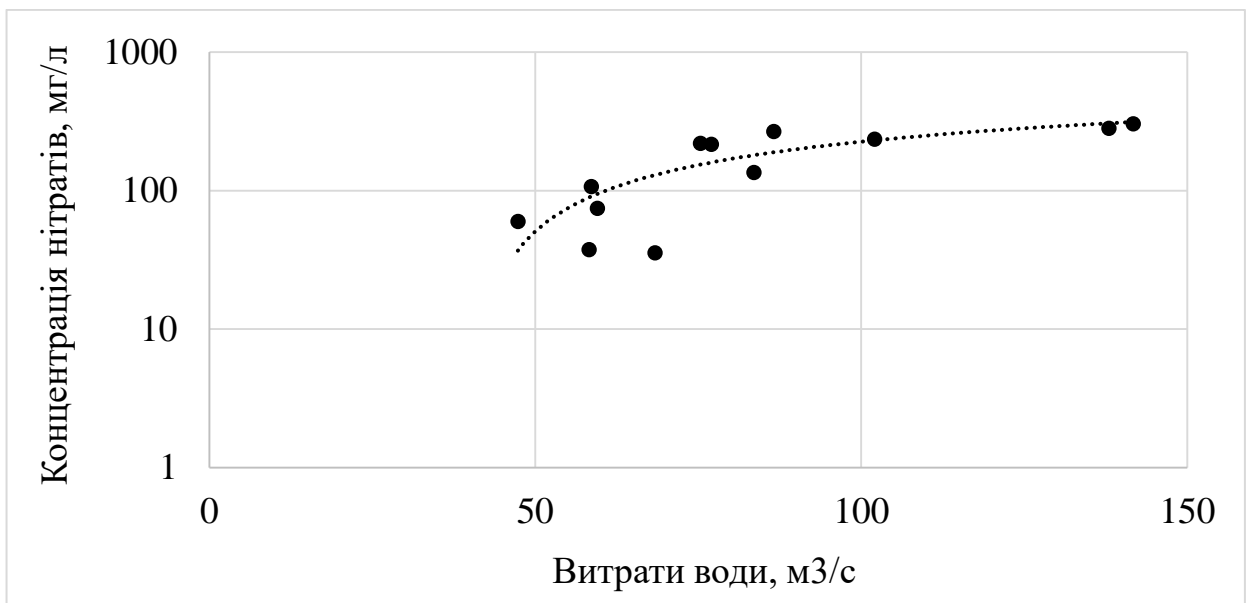


Рис. 4.5. Залежність концентрації нітратів від витрат води у гирлі річки Південний Буг

Наявність залежності підтверджується також аналізом у середовищі R, де вірогідність того, що за сучасних умов зі збільшенням витрат води в річці концентрація нітратів залишиться незмінною або зменшиться складає всього лише 2% ( $p\text{-value} = 0.01817$ ).

```
> t.test(d$nitraty,d$waterflow)
```

Welch Two Sample t-test

data: d\$nitraty and d\$waterflow

$t = 2.7006$ ,  $df = 13.007$ ,  $p\text{-value} = 0.01817$

alternative hypothesis: true difference in means is not equal to 0

95 percent confidence interval:

16.35484 147.13016

sample estimates:

mean of x mean of y

164.75833 83.01583

Основним результатом проведеного дослідження є те, що стік річки поступово зменшується і це явище з різною інтенсивністю буде спостерігатися впродовж найближчих 10-15 років. На це впливають, як було виявлено, як антропогенні, так і природні (кліматичні) фактори. Оскільки визначений ризик маловоддя сьогодні оцінено на рівні 43,60% (близько 80 днів) для шести місяців (травень-жовтень), і у порівнянні з періодом 1936-1983 років він зріс на 7,67%, необхідно вже зараз стратегічно підходити до розподілу водних ресурсів річки Південний Буг, особливо в розрізі сучасних тенденцій до нарощування промислового виробництва країни та потенційного збільшення населення в басейні водного об'єкту.

Головним завданням, як вже підкреслювалося, є інвентаризація та виведення з експлуатації «збиткових» водосховищ та ставків, які вже не виконують належним чином проектне функціональне призначення.

Визначення ризику – це імовірність настання небажаної події (тобто число між 0 та 1, інколи помножене на 100 для переведення у відсотки). Для оцінки фактичного ризику, ймовірність інтерпретується як відносна частота, тобто відношення кількості фактичних небажаних подій до загальної кількості можливих подій [169].

Екологічний ризик об'єктів господарювання в процесі проектування під час екологічної експертизи, зазвичай, обмежують розглядом надзвичайних ситуацій – землетрусів, повеней тощо. Прогнозування екологічних ризиків від погодних умов в межах динамічної рівноваги природних екосистем виконують сьогодні лише для сільськогосподарського виробництва. В дисертаційній роботі виконано аналіз

впливу гідрологічних показників річки П. Буг на ризик водозабезпечення, тобто виконано прогнозування так званого господарського ризику водокористувачів в басейні річки.

Аналіз статистичних даних по більше ніж двадцяти семи тисячам вимірів за 80 років виявив, що крива нормального розподілу витрат води є асиметричною зі значним зсувом вліво, що означає відчутну перевагу імовірності межені перед повінню.

Меженний період охоплює шість місяців – з травня по жовтень. Тривалість витрат води нижче встановленого санітарного попущу ( $<17 \text{ м}^3/\text{с}$ ) може спостерігатися від 1 до 126 днів (у 2015 році).

Господарський ризик, як один з видів екологічного ризику, характеризує небезпеку для об'єкту господарювання від загроз природного походження, наприклад, від нестачі річкової води, що споживається для задоволення технологічних потреб. Відповідно до Водного кодексу України саме такі водоспоживачі є першочерговими претендентами на обмеження водопостачання в критичні періоди.

Для річки П. Буг, як було зазначено, критичним будемо вважати зменшення витрат води до значень  $\leq 20 \text{ м}^3/\text{с}$ , коли реальною стає загроза для існування водної екологічної системи.

Господарський ризик, як і будь-який інший, крім індивідуального, визначається залежністю (4.4):

$$R = V \cdot Ш \quad (4.4)$$

де,  $V$  – вірогідність несприятливої для об'єкту події;

$Ш$  – шкода, що загрожує об'єкту внаслідок події.

Об'єктами господарювання, що залежить від водопостачання з річки Південний Буг є комунальні господарства міст Первомайська, Південноукраїнська, Вознесенська, Нової Одеси і Миколаєва, промислові підприємства цих міст, жителі прибережних сіл, зрошувальні системи сільськогосподарського призначення. Характерною особливістю споживачів є збільшення потреб у воді в літній період,

що ще більше загострює проблему господарського ризику щодо забезпечення водою в меженний період.

В системі річки П. Буг, як вже зазначалося, найпотужнішим споживачем води є Южно-Українська атомна електростанція, до складу якої входить Ташлицьке водосховище-охолоджувач та Олександрівське водосховище. При роботі АЕС лише одна третина виділеної енергії перетворюється в електричну, а дві третини відводяться в атмосферне повітря шляхом випаровування води з поверхні водосховища.

Для забезпечення роботи кожного з трьох ядерних блоків-мільйонників треба випаровувати близько одного кубометра води за секунду. Компенсація втрат води з Ташлицького водосховища здійснюється підкачкою з річки (Олександрівське водосховище). Візьмемо ЮУАЕС у якості прикладу для подальшого визначення господарського ризику.

У формулі (4.4) шкода Ш враховує усі негативні наслідки вірогідної події. Для електростанції це перш за все зменшення продуктивності, тобто виробництва електроенергії, внаслідок тимчасового виведення з експлуатації блока (чи блоків) на період критичної межени згідно залежності (4.5).

$$Ш = z \cdot \tau \cdot 10^6 \text{ (кВт}\cdot\text{год)} \quad (4.5)$$

де,  $z$  – число ядерних блоків, що виводяться з експлуатації внаслідок критичного зменшення витрат води в річці;  $\tau$  – тривалість періоду відключення джерела електроенергії (годин).

У таблиці 4.1 наведено приклад розрахунку господарського ризику в меженний період.

Таблиця 4.1.

Визначення господарського ризику для ЮУ АЕС

№	$W_m$	$\Delta W$	$B, \%$	Зупинено блоків	кількість днів	Ш, млн кВт·год	R, млн кВт·год
1	19	1	55,93	1	1	24	13,42
2					48	26,85	
3					72	40,27	
4	18	2	48,4	2	1	48	23,232
5					2	96	46,464

6					3	144	69,696
7	17	3	43,6	3	1	72	31,392
8					2	144	62,784
9					3	216	94,176

Знаючи добову потужність кожного з енергоблоків (а це приблизно 1000 МВт), неважко визначити господарські ризики і збитки (в грошовому еквіваленті) для будь-якого періоду.

На рис.4.6 графічно представлені значення шкоди для ЮУ АЕС внаслідок обмеження водоспоживання.

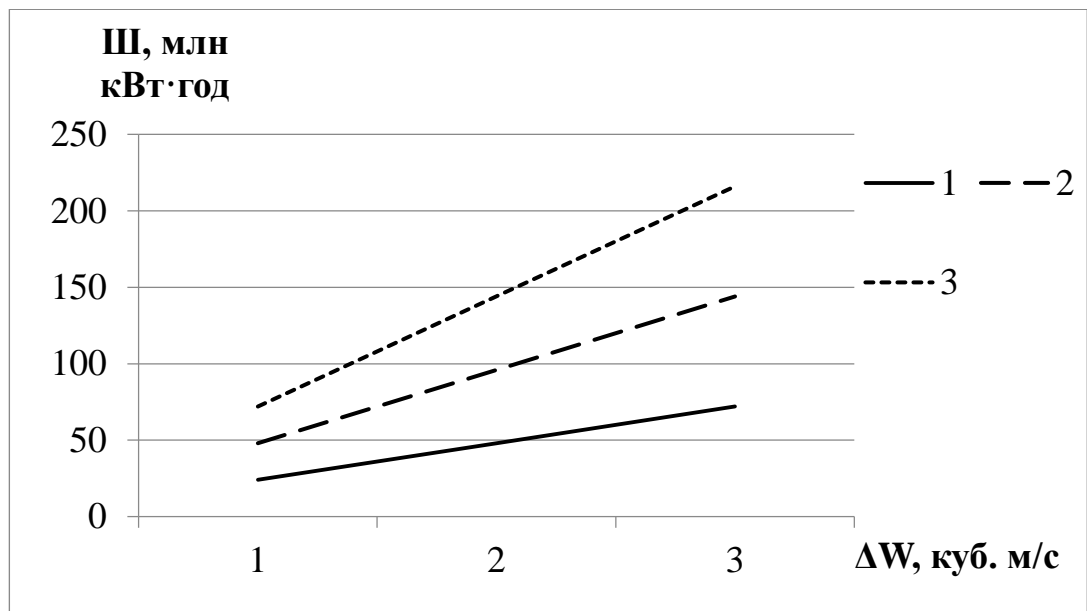


Рис.4.6. Залежність зменшення електровиробництва (Ш) від скорочення забору води з річки ΔW: 1 – тривалість обмеження 1 доба, не працює один блок; 2 – тривалість обмеження 2 доби, на працює 2 блока; 3 – тривалість обмеження 3 доби, зупинка АЕС

Відповідно, чим довше триватимуть обмеження у зв'язку з нестачею водного ресурсу, тим більші збитки зазнаватиме як підприємство, так і дотичні до неї галузі промисловості. Проте, оскільки сьогодні економічний розвиток держави займає пріоритетне місце, оцінити збитки, завдані водній екологічній системі, можна лише приблизно, на основі деяких речовинних та енергетичних потоків. Але навіть

значення проведеної оцінки частини екосистемних послуг нижньої течії річки Південний Буг майже ідентичне річній продуктивності ЮУ АЕС.

Не важко визначити й щомісячну споживчу частку ЮУ АЕС з річки: якщо за секунду техногенний об'єкт споживає 3 м<sup>3</sup>/с, то за рік – 94608000 м<sup>3</sup>. З цього випливає, що на кожен місяць року припадає приблизно 7884000 м<sup>3</sup>. Знаючи середньомісячні витрати води в Південному Бугу після зарегулювання (дані за 1984-2016 рр.), отримуємо наступний розподіл (рис. 4.7).

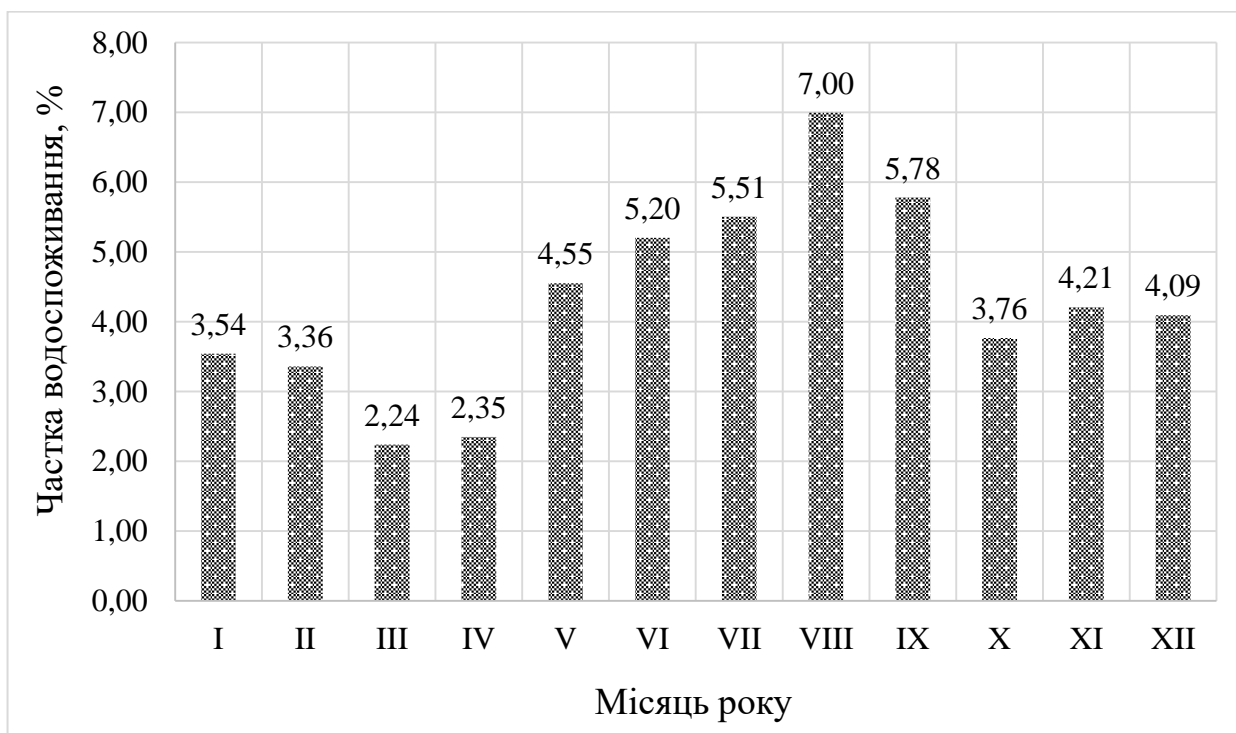


Рис. 4.7. Об'ємна частка водозабору ЮУ АЕС з річки Південний Буг впродовж року

Співставивши рис. 4.2 та рис. 4.7, можна побачити, що найбільш несприятливими і небезпечними для цілодобової роботи ЮУ АЕС є чотири місяці: червень, липень, серпень і вересень.

Сучасний низький рівень екологічної безпеки (який продовжує погіршуватися) Миколаївського регіону викликаний наступними факторами:

– збільшення водозабору для потреб промисловості у верхній течії Південного Бугу;



- нехтування потребами власне екологічної системи річки у воді;
- відсутність належного контролю і систем моніторингу джерел забруднення водного об'єкту;
- високий рівень зарегулювання басейну;
- неврахування закономірностей функціонування водної та прилеглих природних комплексів і систем;
- незбалансований і несистемний підхід до природокористування;
- відсутність стратегії розвитку і піклування про водні ресурси.

Це дозволяє стверджувати про те, що річка Південний Буг у найближчій перспективі може повністю втратити своє рекреаційне, культурне, рибогосподарське та частково – промислове значення.

Ситуація, яка склалася в басейні річки, є в певній мірі унікальною. Незважаючи на відносно малу водність річки, сухе посушливе літо, особливості ландшафту і прилеглих екосистем, ЮУ АЕК з трьома енергоблоками і двома водосховищами в кінці ХХ століття був введений в експлуатацію. При цьому одне з водосховищ має греблю, яка повністю перегороджує русло річки Південний Буг. Даний техногенний об'єкт вважаємо основною причиною зменшення біорізноманіття флори і фауни річки, рекреаційної і туристичної привабливості Миколаївського регіону України та гідрологічного режиму підземних вод [184].

У світовій практиці існують схожі приклади, коли атомну електростанцію (АЕС) будують на березі річки або водосховища (назвемо їх внутрішніми АЕС). Однак підхід до цього процесу значно відрізняється.

Зазвичай АЕС проектується поряд з морем чи океаном, тому внутрішніх АЕС у світі небагато. Найбільше їх у США, Європі та країнах пострадянського простору. Аналізуючи on-line карту розміщення атомних станцій світу, важко не помітити відмінність підходу західних країн від українського і російського досвіду до розміщення АЕС на березі річки.

Подібною до ЮУ АЕС є Cooper Nuclear Station (Nebraska, Missouri River), яка також розміщена в зоні степу. Проте, це не зумовило створення водосховища. Подібні техногенні об'єкти знаходяться в Індії (Narora Atomic Power Station, Gang

River) та Бразилії (Central Nuclear Atucha I, Parana River). Відмінність полягає тільки у більшій водності річки.

Щодо розміщення атомних станцій в комплексі з водосховищами, то світова практика також відмінна. Зазвичай спочатку створювалось водосховище, а потім вже АЕС (Ростовська АЕС, р. Дон, Росія; Балаковская АЕС, р. Волга, Росія; Запорізька АЕС, р. Дніпро, Україна). Лише в Індії (Rajasthan Atomic Power Station, Chambal River) водосховище створювали для АЕС.

У країнах Європи немає жодного прикладу створення водосховища для задоволення потреб у воді атомної електростанції.

Відтак, в умовах сьогодення, коли попит на атомну та гідроенергію відновлюється, актуальність аналогічних досліджень на рівні регіону зростає.

Оскільки було виявлено, що в світовій та українській практиці існує дуалістичність підходу до функціонування АЕС на річках, відкритим залишається питання об'єктивності оцінки та фіксації екологічних змін, які відбуваються у природних та соціоекологічних системах.

Загалом, результати проведеного дослідження дозволяють вдосконалити існуючі підходи до визначення ризиків водозабезпечення атомних техногенних об'єктів в зоні Степу [184].

#### **4.2. Оцінювання ефективності методу токсико-енергетичного відгуку в процесі забезпечення екологічної безпеки соціоекосистеми регіону**

Питанням забезпечення сталого розвитку (оціночний та управлінський аспекти) займалися такі українські вчені як Згуровський М. З. [63], Дорогунцов С. І. [53], Добровольський В. В. [45] та ін. Актуальність даного питання, як для України так і інших країн, що розвиваються, пояснюється пролонгованим погіршенням стану довкілля та більшості соціально-економічних показників. Не в останню чергу це залежить від обраних методів контролю, планування та управління.

Враховуючи думки більшості вчених щодо необхідної універсальності, простоти оцінювання та механізму застосування на практиці розроблених індексів та індикаторів сталого розвитку, методик управління ними, запропоновано

планово-ситуативний алгоритм управління сталим розвитком. При чому він може бути застосований й окремо до кожної його складової. На прикладі екологічної показано механізм застосування розробленого алгоритму на практиці.

Обов'язковою ознакою будь-якого планування є чітко визначені часові межі, кількість матеріальних та трудових ресурсів, і найголовніше – мета, яка виражена числом чи певним показником. Останнє в значній мірі і визначає структуру перших трьох складових. Отже, можна стверджувати, що зупинка погіршення та покращення стану екологічних систем можливе тоді, коли чітко поставлена задача. Наприклад, якщо у 2012 році індекс екологічної безпеки оцінено на рівні 0,2, то через 10 років він має скласти 0,5 або інше значення [8].

Відтак, коли йде мова про сталий розвиток як про інструмент побудови гармонійних тривалих взаємозв'язків у соціоекосистемі, справедливо буде вважати, що ІЕБ, за таких умов, має дорівнювати та максимально наближатися до 1. На рис. 4.8 запропоновано багатофазну модель реалізації певної концепції екологічної безпеки регіону або ж екологічної політики. Назва може бути різною, однак мета є одна – забезпечення екологічної безпеки, яка є складовою національної безпеки [130].

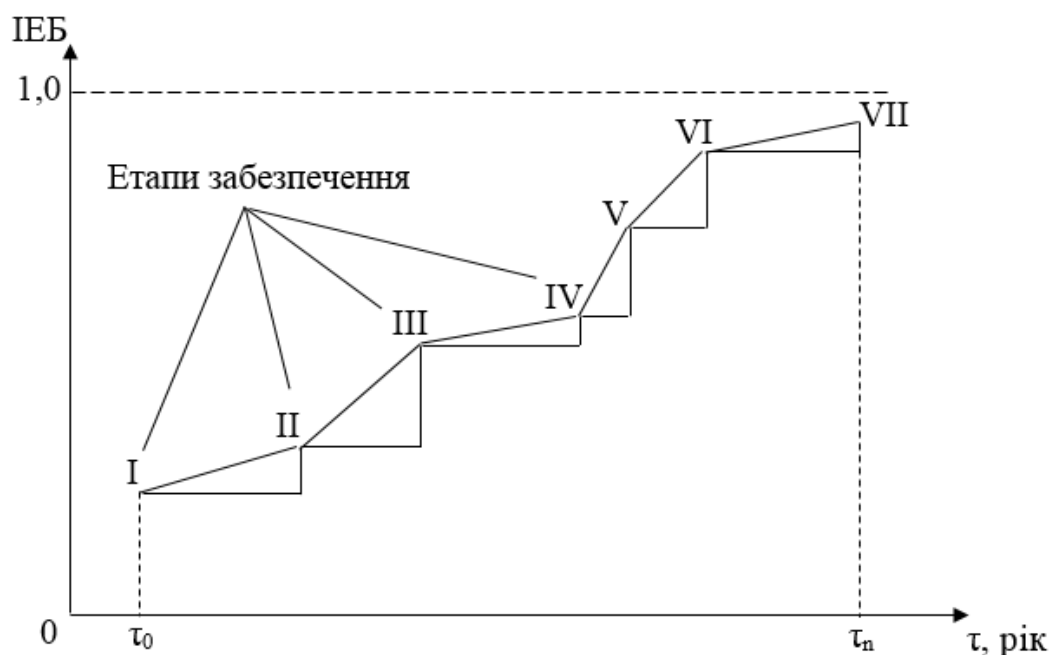


Рис. 4.8. Багатофазна модель забезпечення екологічної безпеки природної системи (I–VII – значення ІЕБ в кожний конкретний рік від  $\tau_0$  до  $\tau_n$ )

Компетентним органом або експертною радою формуються кінцеві значення ІЕБ по закінченню певного періоду розвитку  $\tau_n$  (або конкретно по рокам) та умовна кількість кроків (на прикладі – їх шість, I – початкове (стартове) значення). Можливість коригування кількості кроків пояснюється необхідністю швидко та ситуативно реагувати на непередбачувані явища чи процеси, які не залежать від місцевої громади (наприклад, війна, транскордонне забруднення або ін.).

Трикутники – це діапазони, в яких індекс екологічної безпеки (або сталого розвитку) певного регіону має коливатися, щоб до кінця певного періоду часу досягти відповідного стану розвитку. Вони також можуть відповідати місцевим програмам і планам розвитку [183].

На рис. 4.9 схематично представлено таку ситуацію та визначено алгоритм подальших дій.

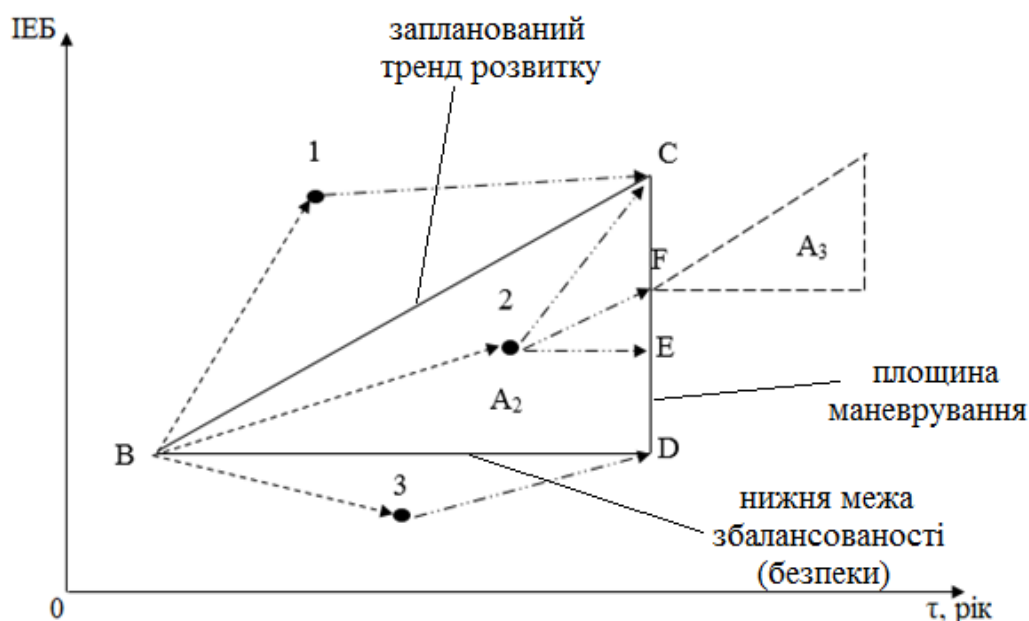


Рис. 4.9. Алгоритм управління екологічною безпекою природної системи в певному часовому періоді розвитку

Планування розвитку у вигляді трикутників пояснюється простотою та функціонально влучною будовою фігури. По-перше, кожна його сторона добре описується рівнянням прямої. По-друге, гіпотенуза (BC) виконує роль вектору

розвитку, який планується; катет основи (BD) – межа між прогресом і регресом, збалансованим і незбалансованим розвитком (вектор В-3); катет DC – площина ситуативного маневрування. І якщо план дій з ситуацією, яку описує вектор В-3, зрозумілий (потрібно відновитися хоча б до вихідного стану), то мабуть не зайвим буде пояснити, чому у випадку з вектором В-1 треба прямувати до запланованої точки С. Такий підхід пояснюється тим, що зростання кількісних показників не завжди говорить про їх якість (зростання заробітних плат нівелюються на фоні зростання інфляції, високий показник продуктивності екосистеми не завжди можна сприймати за прогрес (агроекосистеми, евтрофікація)). Інакше кажучи, маючи реальний кількісний приріст чи вигоду, ліпше направити надлишок на інші, відстаючі, сфери або ж зберегти його [183].

У точці 2, в залежності від експертного рішення, формується направлення подальшого вектору розвитку на площину ситуативного маневрування (DC). Рух униз від досягнутого рівня треба сприймати як розбалансування та порушення функціональної цілісності досліджуваної екосистеми, іншими словами – регрес.

Продовжуючи попередні напрацювання авторів за даною тематикою, на предмет визначення вагомості кожної з трьох складових сталого розвитку, на противагу думці про вирішальну роль експертів у даному питанні, вирішується воно доволі просто.

Кожна складова розвитку має певне поточне значення та заплановане. В даному випадку маємо мінімум (дві точки), необхідний для опису прямої лінії або вектору. Оскільки складових три, то на початку аналізу отримуємо систему рівнянь з відповідною кількістю функцій (4.6):

$$\begin{aligned}
 a_1x + b_1 = y_1 & \rightarrow a_1x + b_1 - y_1 = 0 \\
 a_2x + b_2 = y_2 & \rightarrow a_2x + b_2 - y_2 = 0 \\
 a_3x + b_3 = y_3 & \rightarrow a_3x + b_3 - y_3 = 0
 \end{aligned}
 \tag{4.6}$$

З метою об'єктивізації результату та оптимізації процесу оцінювання, пропонується використовувати математичний інструментарій матриці, для визначення показника сталого розвитку (ПСР) загалом, або на меншому рівні значущості оцінки (на різних рівнях системи рис. 4.7).

Відомо, що визначником матриці в даному випадку (матриця 3-го порядку) є число, яке показує об'єм фігури, утвореної трьома векторами (2).

$$\begin{vmatrix} a_1 & b_1 & -1 \\ a_2 & b_2 & -1 \\ a_3 & b_3 & -1 \end{vmatrix} = \text{ПСР} \quad (4.7)$$

За такого підходу значно зменшується кількість додаткових математичних операцій, які необхідно виконати у випадку використання значення середнього арифметичного. До недоліків останнього також можна віднести неточність цього методу при наявності значень, які сильно вибиваються із загального ряду, що досить сильно впливає на результат розрахунків. Проте, у випадку з ПСР навряд чи буде ймовірною така умова. Загалом, використання пропонованого способу оцінювання розвитку дає можливість, через отриманий об'єм фігури, аналізувати ефективність державного управління.

У випадку, коли прямі розміщуються паралельно або пропорційні одна одній (за таких умов визначник матриці дорівнює нулю) (рис. 4.10), доцільним вважаємо використання інтегрального числення.

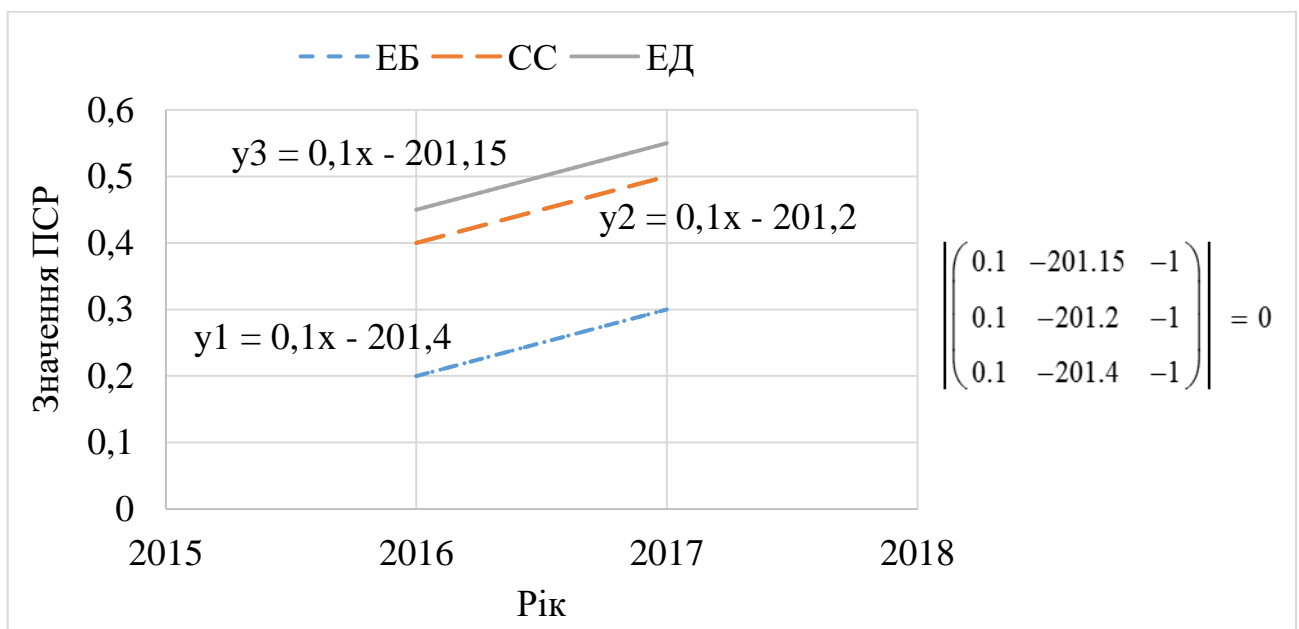


Рис. 4.10. Умови, за яких визначник матриці дорівнює нулю

Оскільки процес розвитку все одно відбувається і характеризується негативними або позитивними трендами, вважаємо доцільним використовувати інтегральне числення для узагальнюючої оцінки ПСР. Тобто від об'ємної характеристики у випадку з матрицею, пропонується перехід до обчислення на основі аналізу двовимірних характеристик лінійних функцій.

У випадку, який зображений на рис. 4.10, формула обчислення буде мати вигляд:

$$\text{ПСР} = \int_{2016}^{2017} (0,1x - 201,15) dt$$

Головним критерієм логічного аналізу отриманих чисельних даних є те, що чим більшою є площа фігури, тим більшою розбалансованістю характеризується розвиток.

Важливим аспектом у процесі управління екологічною безпекою, як було зазначено, є визначення початкових (базових) та очікуваних показників розвитку, тобто формування системи значень, які б дозволили провести порівняльну оцінку розвитку регіону. В розрізі цього, варто звернути увагу на словосполучення «поступальний розвиток» (тотожний до прямолінійного), яке все частіше використовуються у документах ООН, присвячених сталому розвитку [65, 136, 195]. З огляду на це, на рис. 4.11 запропоновано алгоритм дій для виконання мети певного стратегічного документу з розвитку, з допомогою якого на місцевому рівні мають визначатися початкові та кінцеві значення ІЕБ для кожного з трикутників на рис. 4.8. Крок схеми «Коригування» (рис. 4.11) передбачає прийняття оперативних управлінських рішень, з метою збереження тренду розвитку трикутників і недопущення виходу значення показника розвитку за їх нижню межу (основи) [8].



Рис. 4.11. Етапність виконання програми розвитку на основі індикаторів

Таке графічне представлення процесу розвитку і його оцінювання дозволить чітко формулювати цілі та задачі розвитку на найближчий час (середньо- та короткострокове стратегічне планування) і вносити відповідні корективи до системи оцінки розвитку.

Враховуючи запропоновані у дисертаційній роботі методи оцінювання рівня екологічної безпеки водних екосистем, які є інтегральним показником збалансованості взаємозв'язків у соціоекосистемі регіону, важливо визначити напрямки їх використання на практиці.

Нині однією із актуальних проблем на місцевому рівні є пошук компромісу між підприємцями міста Миколаїв та очисними спорудами. У зв'язку зі специфічними фізико-географічними, кліматичними та геологічними умовами, мінералізація більшої частини підземних води регіону, в т. ч. артезіанських, є досить високою – 1-2 г/л. Деякі підприємства Миколаєва здійснюють водозабір таких підземних вод зі значної глибини, використовують їх і скидають у централізовану мережу водовідведення міста. Комунальне підприємство «Миколаївський міський водоканал», відповідно до чинного законодавства України, вимагає від цих суб'єктів підприємницької діяльності сплатити кошти за



забруднення та очистку скинутих стічних вод (як було зазначено, за високий ступінь мінералізації). Це ж, у свою чергу, є явищем природним. Відтак, представники бізнесу не розуміють, чому вони мають сплачувати за високо мінералізовану підземну воду як за забруднену.

В даному випадку використання токсикологічного відгуку місцевих стенобіонтних організмів дозволить обґрунтувати шляхи розв'язання цього питання. Якщо реакція на мінералізовану воду буде позитивною, тобто не спричинить загибелі біоти, воду можна вважати безпечною. В даному випадку, екотоксикологічний тест з прив'язкою до комплексу специфічних природних умов регіону допоможе розв'язати виниклу неоднозначну проблему.

У попередніх розділах було доведено, що на будь-який об'єкт навколишнього середовища здійснюється вплив великої кількості природних та антропогенних факторів, які різним чином взаємодіють між собою. І цей вплив, окрім поточного рівня, формується також на основі його інтенсивності в минулому. Тому, якщо перший варіант більш оптимальний для стенобіонтного токсикологічного тестування, то, вирішуючи питання оцінювання рівня екологічної безпеки з урахуванням історичних процесів і явищ, обґрунтовано вважати енергетичний відгук біоти найбільш доцільним. Таким чином, комплексний підхід під час використання методу токсико-енергетичного відгуку був реалізований і в факторному, і в часовому (історичному) аспектах.

Прикладом реалізації цих тверджень є проведене в роботі оцінювання рівня екологічної безпеки в соціоекосистемі басейну річки Південний Буг в Миколаївському регіоні. Окреме місце в цьому процесі посіло визначення екологічних ризиків водокористування для місцевих промислових об'єктів (Южно-Українська атомна електростанція) і для населених пунктів у нижній течії річки. В даному випадку показовим став той факт, що наслідки зарегулювання стоку Південного Бугу, яке триває вже понад століття, нині значною мірою впливають на екологічну безпеку елементів соціоекосистеми. У підсумку, історичний вплив було формалізовано у вигляді чисельного значення індексу екологічної безпеки і поглиблено розрахунками екологічного ризику, екологічної та економічної шкоди.

### 4.3. Висновки до четвертого розділу

1. На основі використання методів статистичного аналізу просторово-часового розподілу стоку Південного Бугу, з достовірністю 95 % встановлено явище зменшення водності річки у її нижній течії. За останні 20 років, для періоду межені, спад визначено на рівні 7,67 %. Істотно підсилило явище маловоддя (особливо в літньо-осінній період), яке буде спостерігатися і підсилюватися у найближчі 10–15 років, введення в експлуатацію Южно-Українського атомного енергокоплексу.

2. Розраховано господарський ризик для техногенного об'єкту (Южно-Української атомної електростанції) в період межені. Мінімальне значення ризику визначено на рівні 13,42 млн кВт·год. Крім цього, мінімум 80 днів у період межені водозабір з річки для промислових потреб може бути заборонений. Значення ризику за таких умов складає 2511,36 млн кВт·год. Найбільш гостро проблема пріоритетизації потреб у воді між екосистемою річки та промисловим підприємством стоїть з червня по вересень, і досить значимою є у травні та жовтні.

3. Розроблено схему планово-ситуативного управління екологічною безпекою регіону, яка дозволяє відійти від точкового планування розвитку до діапазонного з трьома точками (у вигляді трикутника), які сполучені між собою лініями запланованого тренду розвитку, площини маневрування та нижньої межі збалансованості (безпеки). Чисельну характеристику розвитку пропонується здійснювати методом матриць або інтегрального числення.

## ВИСНОВКИ

У дисертації подано розв'язання актуальної науково-практичної задачі, що полягає у розробленні методу токсико-енергетичного відгуку для комплексного оцінювання рівня екологічної безпеки соціоекологічних систем.

Найважливіші наукові та практичні результати, які одержано в дисертації:

1. Доведено, що існуюча (антропоцентрична) модель забезпечення екологічної безпеки, яка ґрунтується на використанні поняття «гранично допустимого значення» забрудника, не може об'єктивно реагувати на зміни в стані природних систем. Нормування антропогенного навантаження на довкілля має ґрунтуватися на такому принципі: під час обґрунтування меж свого впливу на навколишнє середовище керуватися не стійкістю людського організму до впливу негативного чинника, а екологічними характеристиками найчутливіших компонентів довкілля – стенобіонтів.

2. Водні об'єкти є кінцевою і найвразливішою ланкою міграції більшості забруднювальних речовин, що надходять у навколишнє середовище, а кількість і якість водних ресурсів – ключовим і визначальним чинником рівня розвитку суспільства та його здоров'я. За рахунок використання екологічних характеристик гідробіонтів річки та інтегрування біосферних законів в чисельне значення індексу, розроблено метод токсико-енергетичного відгуку, який дозволив зменшити значення похибок оцінки стану довкілля.

3. На основі розробленого методу токсикологічного стенобіонтного оцінювання рівня екологічної безпеки водної екосистеми індекс екологічної безпеки у діапазоні  $0 < \text{ІЕБ} < 1$  визначено на рівні 0,18, що свідчить про надзвичайно низький рівень екологічної безпеки річки. Визначення екологічної безпеки регіону способом оцінювання сталості потоків енергії у водній екосистемі чисельно склало 0,31, що повністю відображає регресійний стан взаємозв'язків людини і природи у соціоекосистемі регіонального рівня.

4. Розроблено схему планово–ситуативного управління екологічною безпекою регіону, яка дозволяє відійти від точкового планування розвитку до

діапазонного з трьома точками (у вигляді трикутника), які сполучено між собою лініями запланованого тренду розвитку, площини маневрування та нижньої межі збалансованості (безпеки). Чисельну характеристику розвитку запропоновано здійснювати методом матриць або інтегрального числення.

5. Запропоновано метод визначення якості навколишнього середовища на основі чисельного диференціювання отриманих екологічних характеристик гідробіонтів екосистем, що в подальшому може бути застосований під час визначення господарських ризиків природокористування та нормування антропогенного навантаження на довкілля.

6. На основі використання методів статистичного аналізу просторово-часового розподілу стоку Південного Бугу, з достовірністю 95% можна вважати, що водність річки у її нижній течії зменшується. Істотно підсилило явище маловоддя, яке буде спостерігатися і підсилюватися найближчі 10–15 років, введення в експлуатацію Южно-Українського атомного енергокомплексу.

7. Розраховано господарський ризик для техногенного об'єкту (Південно-Української атомної електростанції) в період межені, мінімальним значенням якого є 13,42 млн кВт·год за умов відключення від електромережі одного ядерного блоку на одну добу. Найгострішою є проблема пріоритетизації потреб у воді між екосистемою річки та промисловим підприємством в період з червня по вересень, і досить значимою є у травні та жовтні. Щорічний розмір екологічної шкоди від нераціонального (незбалансованого) природокористування (на прикладі рибного господарства) у нижній течії річки Південний Буг у XXI столітті оцінено на рівні  $5,5 \cdot 10^9$  ккал, а економічної – близько 250 млн грн (за цінами 2012 року).

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Акимова Т. А. Экология / Т. А. Акимова, В. В. Хаскин. – М.: ЮНИТИ, 1999. – 455 с.
2. Алимов А. Ф. Введение в продукционную гидробиологию. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – 151 с.
3. Алимов А. Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. – СПб.: Наука, 2000. – 147 с.
4. Алымов В. Т. Техногенный риск: анализ и оценка: [учебное пособие для вузов]. – М.: ИКЦ «Академкнига», 2004. – 118 с.
5. Анпілова Є. С. Регіональні техногенні зміни водно-екологічного стану басейну р. Сіверський Донець // Екологічна безпека та природокористування: Зб. наук. праць / М-во освіти і науки України, Київ. нац. ун-т буд-ва і архіт., НАН України, Ін-т телекомунікацій і глобал. інформ. простору [Електронний ресурс]. – К., 2014. – Вип. 15. – с. 102-110. – Режим доступу: <http://library.knuba.edu.ua/books/zbirniki/14/201415.pdf>.
6. Баканов А. И. Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов (обзор) // Количественные методы экологии и гидробиологии (сборник научных трудов, посвященный памяти А.И. Баканова) / Отв. ред. чл.-корр. РАН Г.С. Розенберг. – Тольятти: СамНЦ РАН, 2005. – 404 с.
7. Безматерных, Д. М. Зообентос как индикатор экологического состояния водных экосистем Западной Сибири = : аналит. обзор / Гос. публич. науч.-техн. б-ка Сиб. отд-ния Рос. акад. наук, Ин-т вод. и экол. проблем. – Новосибирск, 2007. – 87 с. – (Сер. Экология. Вып. 85). ISBN 978-5-94560-142-0
8. Безсонов Є. М. Визначення аспектів оцінки показника сталого розвитку регіону / Є. М. Безсонов / Наукові праці: науково-методичний журнал. – Вип. 226. Т. 238. Техногенна безпека. – Миколаїв: Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили, 2014. – 124 с. – с. 9-13.
9. Безсонов Є. М. Визначення теоретичних основ алгоритму забезпечення екологічної безпеки регіону // Є. М. Безсонов, В. І. Андрєєв / Наукові праці:

науково-методичний журнал. – Вип. 226. Т. 238. Техногенна безпека. – Миколаїв: Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили, 2017. – 124 с. – с. 9-13.

10. Безсонов Є. М. Екологічна складова сталого розвитку: обґрунтування пріоритетності та шляхи забезпечення / Є. М. Безсонов, В. І. Андрєєв / Вісник Вінницького політехнічного інституту. – Вінниця: ВНТУ, 2015. – № 6 (123). – с. 23-29.

11. Безсонов Є. М. Забезпечення екологічної безпеки Південного Бугу в контексті сталого розвитку м. Миколаїв / Є. М. Безсонов, В. І. Андрєєв / Наукові праці: науково-методичний журнал. – Вип. 276. Т. 288. Екологія. – Миколаїв: Вид-во ЧНУ ім. Петра Могили, 2016. – 128 с. – с. 18-26.

12. Безсонов Є.М. Обґрунтування та формалізація підходу до оцінювання екологічної безпеки регіону [Текст] / Є. М. Безсонов, В. І. Андрєєв // Восточно-Европейский журнал передовых технологий – №2/10(80), 2016 Екологія. – Харків: НПП ЧП «Технологический Центр», 2016. – с. 9–18.

13. Белоус Е. П. Таксономическая структура фитопланктона верхнего участка реки Южный Буг (Украина) // Альгология. – 2012. –Т. 22. – №4. – с.393-401.

14. Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К. Экология. Особи, популяции и сообщества: в двух томах. – М., 1989. – Т. 1. – 667 с; Т. 2. – 477 с. – ISBN 5-03-001122-6.

15. Биотестовый анализ – интегральный метод оценки качества объектов окружающей среды: учебно-методическое пособие / А. Г. Бубнов [и др.]; под общ. ред. А. И. Гриневича; ГОУ ВПО Иван. гос. хим.-технол. ун-т. – Иваново, 2007. – 112 с. – ISBN 5-9616-0237-0.

16. Білявський Г. О. Основи екології: [Підручник] / Г. О. Білявський, Р. С. Фурдуй, І. О. Костіков. – К.: Либідь, 2004. – 408 с. – ISBN 966-06-0289-8.

17. Білявський Г. О., Бутченко Л. І. Основи екології: теорія та практикум. Навч. посіб. – К.: Лібра, 2006. – 368 с. – ISBN 966-7035-42-5.

18. Бойченко С. Вода і водні ресурси України: питання екоуправління в умовах змін клімату (на прикладі ситуації на Південному Бузі-Гранітно-Степове

Побужжя) / С. Бойченко, Р. Гаврилюк, Г. Веремійчик, Г. Коломієць, Я. Мовчан, О. Тарасова, С. Савченко, Т. Страва // Регіон-2015: стратегія оптимального розвитку: матеріали міжнародної науково-практичної конференції. – Х.:ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2015. – с. 254-257.

19. Бойченко С. Г. та ін. Тенденції зміни стоку Південного Бугу – вплив кліматичних факторів та зарегулювання / С. Г. Бойченко, Р. Б. Гаврилюк, С. А. Савченко, В. В. Шаравара, Я. І. Мовчан, В. П. Мельничук // Матеріали V Наукових читань пам'яті Сергія Таращука (м. Миколаїв, 21 квітня 2017 року) / Серія: «Conservation Biology in Ukraine». – Вип. 3. – К.: LAT&K, 2017. – с. 17-19.

20. Боронос В. Г. Методичні підходи щодо оцінки рівня безпеки регіону шляхом розширення системи екологічних індикаторів / В. Г. Боронос, Л. В. Довга // Науковий вісник ЧДІЕУ. – 2014. – № 4 (24). – с. 52-59.

21. Васильев Ю.С. Экология использования возобновляющихся энергоисточников / Ю. С. Васильев, Н. И. Хрисанов. – Л.: Издательство Ленинградского университета, 1991. – 343 с.

22. Верлатый Д. Б. Видовой состав и численность проходных и пресноводных рыб Нижнеднепровской эстуарной системы: динамика в XX ст. в сравнении с Нижним Дунаем / Д. Б. Верлатый, С. В. Межжерин, Л. В. Федоренко // Вестник зоологии. – 2009. – №43(3). – с. 231-244.

23. Вернадский В. И. Биосфера и ноосфера / Предисловие Р. К. Баландина. — М.: Айрис-пресс, 2004. — 576 с.

24. Вернадский В. И. Живое вещество [Текст] / В. И. Вернадский. – М.: «Наука», 1978. – 358 с.

25. Вернадский, В. И. История природных вод / В.И. Вернадский; Отв. ред. С. Л. Шварцев, Ф. Т. Яншина. – М.: Наука, 2003. – 751 с. – ISBN 5-02-002855-X.

26. Висновок на проект Постанови Верховної Ради України «Про Концепцію переходу України до сталого розвитку» до № 5749 від 02.07.2004 року. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [http://w1.c1.rada.gov.ua/pls/zweb2/webproc4\\_2?id=&pf3516=5749&skl=5](http://w1.c1.rada.gov.ua/pls/zweb2/webproc4_2?id=&pf3516=5749&skl=5).

27. Водний кодекс України зі змінами від 28.12.2014 № 71-VIII / Постанова ВР № 214/95-ВР від 06.06.1995 / [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80/page>.

28. Вопросы, касающиеся территориального планирования (включая минеральные ресурсы) и водных ресурсов. Доклад Генерального Секретаря. Комитет по энергетическим и природным ресурсам в целях развития. Вторая сессия (14–25 августа 2000 года). [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://repository.un.org/handle/11176/231710>.

29. Вопросы, касающиеся территориального планирования (включая минеральные ресурсы) и водных ресурсов. Доклад Генерального Секретаря ООН. Экономический и Социальный Совет. Комитет по природным ресурсам. Четвертая сессия, 10-19 марта 1998 года. E/C.7/1998/5. <https://documents-dds-ny.un.org/doc/UNDOC/GEN/N98/030/28/PDF/N9803028.pdf?OpenElement>.

30. Всемирная хартия природы / ООН / Резолюция 37/7 Генеральной Ассамблеи от 28 октября 1982 года. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [http://www.un.org/ru/documents/decl\\_conv/conventions/charter\\_for\\_nature.shtml](http://www.un.org/ru/documents/decl_conv/conventions/charter_for_nature.shtml).

31. Всеобъемлющая оценка мировых ресурсов пресных вод. Доклад Генерального Секретаря ООН. Экономический и Социальный Совет. Комиссия по устойчивому развитию. Пятая сессия (7-27 апреля 1997 года). [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [http://repository.un.org/bitstream/handle/11176/214573/E\\_CN.17\\_1997\\_9-RU.pdf?sequence=5&isAllowed=y](http://repository.un.org/bitstream/handle/11176/214573/E_CN.17_1997_9-RU.pdf?sequence=5&isAllowed=y)

32. Гигиена. Compendium [Електронний ресурс]: учеб. пособие / В. И. Архангельский, П. И. Мельниченко. – Электрон. текстовые дан. – Москва: ГЭОТАР-Медиа, 2012. – 392 с. Режим доступу: [http://vmede.org/sait/?page=5&id=Gigiena\\_compedenium\\_arxangelskii\\_2012&menu=Gigiena\\_compedenium\\_arxangelskii\\_2012](http://vmede.org/sait/?page=5&id=Gigiena_compedenium_arxangelskii_2012&menu=Gigiena_compedenium_arxangelskii_2012)

33. Голубець М. А. Екосистемологія / М. А. Голубець. – Львів: Поллі, 2000. – 316 с.

34. Голубець М. А. Плівка життя / М. А. Голубець. – Львів: Поллі, 1997. – 185 с.



35. Голубовская Э. К. Биологические основы очистки воды. Учебное пособие. – М.: Высшая школа, 1978. – 268 с.
36. Гудзь В. П. Адаптивні системи землеробства: [підручник] / Гудзь В.П., Шувар І.А., Юник А.В., Рихлівський І.П., Міщенко Ю.Г. За ред. Гудзя В.П. — К. : «Центр учбової літератури», 2014. – 336 с.
37. Гумилёв Л. Н. Этногенез и биосфера Земли / Л. Н. Гумилёв. – СПб.: Кристалл, 2005. – 642 с. – ISBN: 5-306-00157-2.
38. Гумницький Я. М. Інженерна екологія. Загальний курс : навч. посіб. Ч. 1 / Я. М. Гумницький, І. М. Петрушка. – Львів: Видавництво Національного університету «Львівська політехніка», 2015. – 259 с.
39. Гурков А.Н., Бедулина Д.С., Шатилина Ж.М., Аксенов-Грибанов Д.В., Губанов М.В., Задереев Е.С., Тимофеев М.А. 2012. Влияние солёности среды обитания на клеточные механизмы терморезистентности пресноводных видов амфипод *Gammarus lacustris* и *Gammarus pulex* // Актуальные проблемы изучения ракообразных континентальных вод. Доклады Международной школы-конференции. – Кострома: ООО Костромской печатный дом. – с. 170.
40. Даждо Р. Основы экологии. – М.: Прогресс, 1975. – 415 с.
41. Дедю И. И. Экологический энциклопедический словарь. – Кишинев: Молд. сов. энцикл., 1989. – 408 с.
42. Державна стратегія регіонального розвитку на період до 2020 року / Кабінет Міністрів України / Постанова № 385 від 6 серпня 2014 року. <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/385-2014-%D0%BF>.
43. Дмитрієва О. О. Еколого–соціальна оцінка впровадження екологічно безпечного водовідведення у м. Одеса [Текст] / О.О. Дмитрієва // Агросвіт. – №7, 2008. – с. 15–22.
44. Днепровско-Бугская эстуарная экосистема / Жукинский В. Н., Журавлева Л. А., Иванов А. И. и др.; Отв. ред. Зайцев Ю. П.; АН УССР / Ин-т гидробиологии. – Киев: Наукова думка, 1989. – 240 с. – ISBN 5-12-000803-8.

45. Добровольський В. В. Антропоцентрична модель оцінки сталого розвитку // Наукові праці: науково-методичний журнал. – Вип.194. Т.206. Екологія. – Миколаїв: Вид-во ЧДУ ім. П. Могили, 2012. – с. 75 – 78.
46. Добровольський В. В. Дуалізм людини в соціоекологічній системі // Наукові праці [Текст]: Науково-методичний журнал. Т. 39. Вип. 26. Екологія. – Миколаїв: Вид-во МДГУ ім. Петра Могили, 2004. – С. 11-17.
47. Добровольський В. В. Екологічний ризик: оцінка і управління [Текст] : навч. посібник / В.В. Добровольський. – Миколаїв : Видавництво МДГУ ім. П. Могили, 2010. - 216 с. – ISBN 978-966-336-208-3.
48. Добровольський В. В. Екологічні знання: Навчальний посібник [Текст] / В. В. Добровольський; МОН України. – К.: ВД «Професіонал», 2005. – 304 с. – ISBN: 966-8556-75-5.
49. Добровольський В. В. Метод оцінки якості навколишнього середовища // В. В. Добровольський, Є. М. Безсонов / Наукові праці: науково-методичний журнал. – Вип. 276. Т. 288. Екологія. – Миколаїв: Вид-во ЧНУ імені Петра Могили, 2016. – с. 12-17.
50. Добровольський В. В. Основи теорії екологічних систем / В. В. Добровольський. – К. : ВД «Професіонал», 2005. – 272 с.
51. Добровольський В.В., Хохлова Н.М. Методологічні аспекти обґрунтування індексів та індикаторів сталого розвитку регіону // Міжнародна науково-практична конференція «Ольвійський форум – 2010: Стратегії України в геополітичному просторі. Тези. Т.9. 11-15 червня 2010. Ялта, АР Крим, Україна. – Миколаїв: ЧДУ ім. Петра Могили, 2008. – с. 3-5.
52. Дорогунцов С. І. Екосередовище і сучасність [Текст]: монографія / С. І. Дорогунцов, М. А. Хвесик, Л. М. Горбач, П. П. Пастушенко. - К. : Кондор, 2007. - 622 с.
53. Дорогунцов С., Ральчук О. Сталий розвиток — цивілізаційний діалог природи і культури // Вісн. НАН України. — 2001. — № 10. — С. 17.
54. Дохинская декларация о финансировании развития. Резолюция, принятая Генеральной Ассамблеей ООН 24 декабря 2008 года. Шестьдесят третья

сессия. Доха, Катар. – 31 с. – [Електронний ресурс]. – Режим доступу [http://www.un.org/ru/documents/decl\\_conv/declarations/doha\\_findev.shtml](http://www.un.org/ru/documents/decl_conv/declarations/doha_findev.shtml).

55. Екологічна політика міста Миколаєва / Рішення Миколаївської міської ради № 12/19 від 23.12.2011 р. – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://mkrada.gov.ua/documents/22474.html>.

56. Жизнь растений. Том 1. Введение Бактерии и актиномицеты / Под редакцией члена-корреспондента АН СССР, профессора Н. А. Красильникова, профессора А. А. Уранова. – М.: Просвещение, 1974. – 487 с.

57. Жолуденко О. О. Вивчення багаторічної динаміки змін показників рідкого та твердого стоку р. Південний Буг в зоні впливу Ташлицької ГАЕС та Олександрівського водосховища // Зб. наук. праць «Техногенно-екологічна безпека та цивільний захист». – №6. – с. 132-138.

58. Заболотний В. З. Миколаївська область: географічний словник-довідник / В. З. Заболотний, М. Ф. Лісецький, А. Є. Молодецький. – 1997.

59. Задоев И. Н. Результаты и перспективы акклиматизации байкальских гаммарид в водоемах СССР [Текст] / И. Н. Задоев, О. А. Лейс, В. Ф. Григорьев. – Сборник научных трудов, 1985, Вып. 232. – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [http://www.reabic.net/publ/Zadoenko\\_etal\\_1985.pdf](http://www.reabic.net/publ/Zadoenko_etal_1985.pdf).

60. Зайченко О.О. Світовий досвід розробки системних індикаторів сталого розвитку // Прометей. – 2008. – №3 (27).

61. Звягінцева В. Г. Методика з оцінки екологічних ризиків при забрудненні навколишнього природного середовища // Вісник донецького національного університету. – Сер. А: Природничі науки, 2009, Вип. 2. – с. 370-379.

62. Згуровский М. З. Если страна не контролирует показателей устойчивого развития, она развивается спонтанно и ситуационно // Экономические известия. – 7 апреля 2010, № 54 (1287). – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [www.state.eizvestia.com](http://www.state.eizvestia.com).

63. Згуровський М. З. Сталий розвиток регіонів України [Текст] / М.З. Згуровський. – К.: НТУУ «КПІ», 2009. – 197 с.

64. Зинченко Т. Д. Соленосная толерантность донных организмов речных вод (обзор) / Т. Д. Зинченко, Л. В. Головатюк // Аридные экосистемы. – 2013. – Т.19. – № 3(56). – с. 5-11.

65. Йоханнесбургская декларация по устойчивому развитию «От наших истоков к будущему». Резолюция, принята Генеральной Ассамблеей ООН 4 сентября 2002 года на всемирной встрече на высшем уровне по устойчивому развитию. Йоханнесбург, Южная Африка. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: [http://www.un.org/ru/documents/decl\\_conv/declarations/decl\\_wssd.shtml](http://www.un.org/ru/documents/decl_conv/declarations/decl_wssd.shtml).

66. Итоговый документ Всемирного саммита 2005 года. Резолюция, принятая Генеральной Ассамблеей ООН 16 сентября 2005 года. Шестидесятая сессия. Нью-Йорк, США. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: [http://www.un.org/ru/documents/decl\\_conv/declarations/outcome2005.shtml](http://www.un.org/ru/documents/decl_conv/declarations/outcome2005.shtml).

67. Калорийность рыбы и морепродуктов [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://gotovimka.ru/kalorijnost/ryba-i-moreprodukty.html>.

68. Качественная и количественная характеристика питания молоди рыб в западной части Среднего Каспия [Текст] / А. К. Устарбеков, Т. А. Магомедов, З. С. Курбанова, З. М. Курбанов и др. / IX Съезд Гидробиологического общества РАН (г. Тольятти, Россия, 18–22 сентября 2006 г.), тезисы докладов, т. II / Отв. ред. академик РАН, д.б.н. А.Ф. Алимов, чл. –корр. РАН, д.б.н. Г.С. Розенберг. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2006. – 281 с. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.shuisky-vf.narod.ru/V2.pdf>.

69. Качинський А. Б. Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення: [монографія]. – К.: 2001 г. - 251с.

70. Качинський А.Б. Безпека, загрози і ризики: наукові концепції та математичні методи : монографія / А. Б. Качинський. – К.: Інститут проблем національної безпеки, 2003. – 472 с.

71. Козлитин А.М. Теоретические основы и практика анализа техногенных рисков. Вероятностные методы количественной оценки опасностей техносферы / А. М. Козлитин, А. И. Попов, П. А. Козлитин. – Саратов: Сарат. гос. техн. ун-т, 2002. – 178 с. – ISBN 5-7433-1018-1.

72. Комплексное рациональное использование водных ресурсов – примирение интересов водопользования, землепользования и экосистем / [Электронный ресурс] / ООН / Комитет по энергетическим и природным ресурсам в целях развития. Вторая сессия, 14–25 августа 2000 года. – Режим доступа: <http://repository.un.org/handle/11176/231720>.

73. Конвенция о биологическом разнообразии. / ООН / Электронный ресурс. – Режим доступа: [http://www.un.org/ru/documents/decl\\_conv/conventions/biodiv.shtml](http://www.un.org/ru/documents/decl_conv/conventions/biodiv.shtml).

74. Константиновская батарея. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.geocaching.su>.

75. Конституція України зі змінами від 21.02.2014 / Закон від 28.06.1996 № 254к/96-ВР / [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/254%D0%BA/96-%D0%B2%D1%80>.

76. Концепція сталого розвитку населених пунктів / Постанова Верховної Ради України №1359-XIV від 24 грудня 1999 року.

77. Корягина Н. Ю. Физиолого-биохимическая характеристика речных раков при выращивании в искусственных условиях / Автореф. дисс. на соиск. науч. степ. канд. биол. наук. Специальность 03.03.01 – физиология. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.timacad.ru/catalog/disser/referat/korjagina.pdf>.

78. Крайнюков О.М., Крайнюкова А.М., Божко Т.В. Оцінка екологічного стану поверхневих вод Харківської області // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. – №2 (15), 2009. – с. 74-82. Источник: <http://readera.org/article/otsinka-ekoloho-toksyekolohichnoho-stanu-poverkhnevuyekh-vod-kharkivskoye-oblasti-10156653.html>.

79. Крайнюкова А. Н. Биотестирование в системе оценки и контроля источников токсического загрязнения водной среды / Автореферат Диссертации на соискание научной степени доктора биологических наук, 14.00.20, специальность «Токсикология». – Харьков, 1997. – 295 с. disserCat <http://www.dissercat.com/content/biotestirovanie-v-sisteme-otsenki-i-kontrolya-istochnikov-toksicheskogo-zagryazneniya-vodnoi#ixzz4aTiQDLVs>.

80. Крайнюкова А. Н. Система токсикологической оценки природных и сточных вод // А. Н. Крайнюкова / Восточно-Европейский журнал передовых технологий. – 1/4 (37), – 2009. – с. 30-33.

81. Кутіщев П. С. Видовий склад і продукційні можливості гідробіонтів Дніпровсько-Бузького лиману / П. С. Кутіщев, І. М. Шерман // Рибогосподарська наука України. – 2009. – №4. – с. 33-48.

82. Лакин Г. Ф. Биометрия: учеб. пособие для биологических спец. вузов. – 3-е изд. перераб. и доп. – М.: Высш. школа, 1980. – 293 с.

83. Лисиченко Г. В. Екологічний ризик: методологія оцінювання та управління : навч. посібник для вищих навч. закладів / Г. В. Лисиченко, Г. А. Хміль, С. В. Барбашев, ін. – Київ: Наукова думка, 2014. – 328 с.– ISBN 978-966-00-1417-6.

84. Лобанова З. М. Экология и защита биосферы. Информационно – развивающие дидактические задания: Учебное пособие. /Алт. гос. техн. ун-т им. И. И. Ползунова. – Барнаул: Изд-во АлтГТУ, 2009. – 130 с.

85. Лобода Н. С., Яров Я. С., Роша К. І. Оцінка якості води річки Інгул за гідрохімічними показниками // Гідрологія, гідрохімія та гідроекологія. – 2010. – Т. 4(21). – с. 83-92.

86. Лоция Черного моря (№1244) / Н. П. Дралова, К. А. Егоров, М. В. Калинин, Л. Ф. Крупина и др. / Министерство обороны Союза ССР / Главное управление навигации и океанографии. – 1987. – 584 с.

87. Манукало В. О. Мережа гідрологічних спостережень у басейні річки Південний Буг: історія розвитку, сучасний стан та можливості // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2012. – Вип. 263. – с. 165-181.

88. Мальований М. С., Шмандій В. М., Харламова О.В., Челядин Л. І., Сакалова Г. В. Аналіз та систематизація існуючих методів оцінювання ступеня екологічної небезпеки // Екологічна безпека, 2013. – №1 (15). – с. 37-44.

89. Манюшко М. М. Оценка качества вод по гидрохимическим показателям для Северо-западного шельфа Черного моря. – [Электронный ресурс].

– Режим доступу: <http://sibnigmi.ru/GidroCongress/%D1%E5%EA%F6%E8%FF%203%20%CF%F0%EE%E1%EB%E5%EC%FB%20%EA%E0%>

F7%E5%F1%F2%E2%E0%20%E2%EE%E4,%20%E2%EE%F5%F0%E0%ED%FB%20%E2%EE%E4%ED%FB%F5%20%E2%EE%E1%FA%E5%EA%F2%EE%E2%20%E8%20%E8%F5%20%E2%EE%F1%F1%F2%E0%ED%EE%E2%EB%E5%ED%E8%FF/35.pdf.

90. Мартюшева О. О. Проекти Концепції сталого розвитку України: можливість їх вдосконалення та застосування. Аналітична записка / Відділ екологічної та техногенної безпеки / Національний інститут стратегічних досліджень. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.niss.gov.ua/articles/1566>.

91. Масікевич Ю Г. Гігієнічна якість води в річках Буковинських Карпат як показник екологічної безпеки регіону / Ю. Г. Масікевич, А. Ю. Масікевич // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. № 3-4, 2014. – с. 104-108.

92. Масікевич Ю. Г. Оцінка енергетичного потенціалу лісонасаджень Чернівецької області / [Ю. Г. Масікевич, В. Д. Солодкий, А. Ю. Масікевич, В.Ф. Моїсеєв] // Вісник Національного технічного університету «ХПІ». Х.: НТУ "ХПІ". – 2012. – №39. – С. 129-135.

93. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод [Текст] / [О. М. Арсан [та ін.]; за ред. В. Д. Романенка; Ін-т гідробіології НАН України. – К.: [ЛОГОС], 2006. - 408 с. – ISBN 966-581-783-3.

94. Методичні рекомендації з екологічно безпечної заготівлі (викошування) очерету./Під. ред. Я. І. Мовчана. – К.: Громадська організація «Срібна Чайка», 2007. – 56 с.

95. Миколаїв: природа, техніка, люди./Під ред. Добровольського В.В. – Миколаїв: Миколаївська обласна друкарня, 2004. – 128 с.

96. Миркин Б.Г., Наумова Л.Г. Устойчивое развитие: вводный курс: Учеб. пособие. – М.: Университетская книга, 2006. ISBN 5-98699-008-0.

97. Молодежная стратегия ПРООН на 2014-2017 годы: расширение прав и возможностей молодежи, устойчивое развитие. – ПРООН, Нью Йорк, 2014. – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://www.google.com.ua/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0ahUKEwjx5ObcqfL>

TAhWBVSwKHavYA\_kQFgghMAA&url=http%3A%2F%2Fwww.undp.org%2Fcontent%2Fdam%2Ffundp%2Flibrary%2FDemocratic%2520Governance%2FYouth%2FUNDP-Youth-Strategy-2014-2017-RU.pdf%3Fdownload&usg=AFQjCNGL6So9\_bPGvGyvB9c\_HIOpbC7FQQ&sig2=6Z9BY9qs3PkPhvGO\_rbnBA.

98. Мудрак О. В., Рябоконт С. В. Історія господарського освоєння поверхневих водойм Вінниччини // Збірник наукових праць ВНАУ. Екологія. – 2011. – №7 (47). – с. 107-112.

99. Мы живем не по средствам: природные богатства и благосостояние человека. [Электронный ресурс] / Заявление Совета по оценке экосистем на пороге тысячелетия. Институт мировых ресурсов, Вашингтон, 2005. – Режим доступа: <http://www.millenniumassessment.org/ru/Synthesis.html>.

100. Національна парадигма сталого розвитку України / за заг. ред. академіка НАН України, д.т.н., проф., засл. діяча науки і техніки України Б. Є. Патона. – К.: Державна установа "Інститут економіки природокористування та сталого розвитку Національної академії наук України", 2012. – 72 с. – ISBN 978-966-02-6268-3.

101. Некос В.Ю. Загальна екологія та неоекологія : підручник для студентів екологічних спеціальностей вищих навчальних закладів / В.Ю. Некос, А.Н. Некос. Т.А. Сафранов. – Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2011. – 596 с.

102. Некрасова Л.П. Проблемы измерения и интерпретации окислительно-восстановительного потенциала активированных вод / Л. П. Некрасова // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. – 2013. – №11. – с. 13-17.

103. Обеспечение устойчивого прогресса человечества: уменьшение уязвимости и формирование жизнестойкости. Резюме / Доклад о человеческом развитии 2014. – ПРООН, Нью-Йорк, 2014. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://hdr.undp.org/sites/default/files/hdr14-summary-ru.pdf>.

104. Обзор прогресса в решении вопросов, связанных с водными ресурсами: рассмотрение институциональных и правовых вопросов управления водными ресурсами. ООН. Экономический и Социальный Совет. Третья сессия (6-17 мая,



1996 года). – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://documents-dds-ny.un.org/doc/UNDOC/GEN/N96/071/79/PDF/N9607179.pdf?OpenElement>.

105. Обиход Г. О. Методичні підходи щодо оцінки рівня екологічної небезпеки регіонів України [Електронний ресурс] / Г. О. Обиход, Т. Л. Омеляненко // Ефективна економіка. – 2012. – №10. Режим доступа: <http://www.economy.nayka.com.ua/?op=1&z=1429>.

106. Одум Ю. Основы экологии. Перевод с 3-го английского издания. Под редакцией и с предисловием д-ра биол. наук Н.П. Наумова. – М.: Изд-во «Мир», 1975. – 741 с.

107. Окружающая среда для Европы. Экологическая стратегия для стран Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии. Стратегические рамки. Пятая конференция министров, Киев, Украина, 21-23 мая 2003 года. Экономический и Социальный Совет ООН. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://www.oecd.org/env/outreach/4614213.pdf>.

108. Орел Д. С. До концепції екологічного ризику в Україні / Д. С. Орел, М. С. Мальований // Вісник Національного університету «Львівська політехніка». – 2008. – № 609 : Хімія, технологія речовин та їх застосування. – с. 285-289.

109. Основные вопросы, связанные с комплексным планированием и рациональным использованием земельных ресурсов, экосистемами и освоением, использованием и защитой запасов пресной воды с уделением особого внимания фактору количества и качества водных ресурсов, совместно используемых прибрежными государствами. Комплексное рациональное использование водных ресурсов – примирение интересов водопользования, землепользования и экосистем / Комитет по энергетическим и природным ресурсам в целях развития. Экономический и Социальный Совет. Вторая сессия, 14-25 августа 2000 года. Межсессионный тематический документ. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://repository.un.org/handle/11176/231720>

110. Оценка экосистем на пороге тысячелетия. Экосистемы и благосостояние человека: возможности и испытания для бизнеса и производства. –

Институт мировых ресурсов, Вашингтон, 2005. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.353.aspx.pdf>.

111. Оцінка екологічного стану річки Південний Буг у відповідності до вимог Водної амкової Директиви Р ЄС./ за ред. С.О. Афанасьєва. – Київ, 2012 – 28 с. – ISBN 978-617-696-040-9.

112. П. Тейяр де Шарден. Феномен человека: Сб. очерков и эссе; [Текст] / [Пер. с фр.] / Пьер Тейяр де Шарден / [Сост. и предисл. В.Ю. Кузнецов]. – М.: ООО «Издательство АСТ», 2002. – 553 с. ISBN 5-17-009886-3.

113. Пастернак-Таранушенко Г. А. Економічна безпека держави. Статистика процесу забезпечення / Г. А. Пастернак – Таранушенко. – К. : Кондор, 2002. – 302 с.

114. Пекинская декларация и Платформа действий. ООН. Пекин, Китай, 4-15 сентября 1995 года. – 280 с. <https://documents-dds-ny.un.org/doc/UNDOC/GEN/N96/273/03/PDF/N9627303.pdf?OpenElement>

115. Петрук В. Г. Контроль інтегрованого рівня забруднення р. Південний Буг за характеристиками макрофітів / В. Г. Петрук, С. М. Кватернюк, І. В. Васильківський, О. В. Бондарчук. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://ir.lib.vntu.edu.ua/bitstream/handle/123456789/1064/Integrated%20control%20of%20pollution%20district.%20Southern%20Bug%20the%20characteristics%20macrophytes.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.

116. План выполнения решений Всемирной встречи на высшем уровне по устойчивому развитию. Резолюция, принятая Генеральной Ассамблеей ООН от 4 сентября 2002 года. 17 пленарное заседание. Йоханнесбург, Южная Африка. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.ecoaccord.org/doc/rio/plan1.htm>.

117. Повестка действий в целях устойчивого развития. Доклад, представленный Генеральному Секретарю ООН. Подготовлен Советом лидеров Сети по поиску решений в целях устойчивого развития. – 2013. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://unsdsn.org/wp-content/uploads/2014/02/Action-Agenda-Russian.pdf>.

118. Повестка дня на XXI век [Електронний ресурс] / Принята Конференцією ООН по навколишньому середовищу та розвитку, Ріо-де-Жанейро, 3–14 червня 1992 року. – Режим доступу: [http://www.un.org/ru/documents/decl\\_conv/conventions/agenda21](http://www.un.org/ru/documents/decl_conv/conventions/agenda21).

119. Погребенник В. Д. Комп'ютерні вимірювально-інформаційні системи для оперативного екологічного моніторингу водного середовища [Текст] : монографія / В. Д. Погребенник, А. В. Романюк; Нац. ун-т «Львів. Політехніка». – Л.: Вид-во Львів. політехніки, 2013. – 160 с.

120. Поклонный крест на острове Константиновская батарея. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [http://www.radioclub.nikolaev.ua/index.php?option=com\\_content&task=view&id=1725](http://www.radioclub.nikolaev.ua/index.php?option=com_content&task=view&id=1725).

121. Попов В.Ф. Взаимосвязь социально-экономических условий развития общества с приоритетами природопользования / [Електронний ресурс] / В. Ф. Попов, О. Н. Толстихин // Рефераты по экологии. — Режим доступу: – <http://xreferat.com/112/779-1-vzaimosvyaz-social-no-ekonomicheskikh-usloviiy-razvitiya-obshchestva-s-prioritetami-prirodopol-zovaniya.html>. – Дата доступу: 20.12.2015.

122. Потапенко В. Г. Екологічна складова в системі показників економічної безпеки [Електронний ресурс ] / В. Г. Потапенко, Д. С. Бірюков // Ефективна економіка. – 2013. – №6. – Режим доступу : <http://www.economy.nayka.com.ua/?op=1&z=2088>.

123. Преобразование нашего мира: Повестка дня в области устойчивого развития на период до 2030 года [Електронний ресурс] / Резолюция, принятая Генеральной Ассамблеей ООН от 18 сентября 2015 года. – Режим доступу: [http://globalcompact.ru/files\\_manager/Povestka\\_dny\\_v\\_oblasti\\_UR\\_do\\_2030.pdf](http://globalcompact.ru/files_manager/Povestka_dny_v_oblasti_UR_do_2030.pdf).

124. Про державні цільові програми / Закон України від 18 березня 2004 року. – [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/1621-15>

125. Про діяльність басейнового управління водних ресурсів річки Південний Буг з питань управління, використання та відтворення поверхневих

водних ресурсів / Річний звіт за 2013 рік. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://drive.google.com/file/d/0B8S0xKmwFGyCME56UIB5czNGcFk/edit>.

126. Про засади державної регіональної політики / Закон України від 05.02.2015. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/156-19>.

127. Про затвердження лімітів та прогнозів допустимого спеціального використання водних біоресурсів загальнодержавного значення на 2015 рік [Електронний ресурс] / Наказ Міністерства аграрної політики та продовольства України № 428 від 27.10.2014 р. – Режим доступу: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/z1432-14>.

128. Про затвердження Методики розрахунку розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок порушення законодавства про охорону та раціональне використання водних ресурсів / Наказ Міністерства охорони навколишнього природного середовища України від 20.07.2006 №389 / [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/z0767-09>.

129. Про затвердження Порядку розроблення, проведення моніторингу та оцінки реалізації регіональних стратегій розвитку / Постанова Верховної ради України від 16.11.2011 № 1186. – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon0.rada.gov.ua/laws/show/932-2015-%D0%BF>.

130. Про основи національної безпеки України / Закон України 19.06.2003 № 964-IV / Редакція від 07.08.2015. – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/964-15>.

131. Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року / Закон України № 2818-VI від 21 грудня 2010 року. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/2818-17>.

132. Про охорону навколишнього природного середовища / Закон України введений в дію Постановою ВР № 1268-XII від 26.06.91 / [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/1264-12>.

133. Про схвалення Концепції національної екологічної політики України на період до 2020 року / Кабінет Міністрів України / Розпорядження № 880-р від 17 жовтня 2007 року. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/880-2007-%D1%80>.

134. Програма економічного і соціального розвитку міста Миколаєва на 2015-2018 роки. Затверджено рішенням Миколаївської міської ради від 23 січня 2015 року №45/2. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://mkrada.gov.ua/documents/22055.html>.

135. Програма економічного і соціального розвитку міста Нова Одеса / Рішення Новоодеської міської ради від 25.11.2011 року, №2. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [http://www.novaodesa.mk.ua/index/miski\\_programi/0-37](http://www.novaodesa.mk.ua/index/miski_programi/0-37).

136. Программа действий международной конференции по народонаселению и развитию. Доклад Международной конференции по народонаселению и развитию, Каир, 5-13 сентября 1994 года. – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [http://www.unfpa.org/sites/default/files/event-pdf/icpd\\_rus.pdf](http://www.unfpa.org/sites/default/files/event-pdf/icpd_rus.pdf).

137. Программа действий по дальнейшему осуществлению Повестки дня на XXI век / Генеральная Ассамблея ООН, Девятнадцатая специальная сессия, 23-28 июня 1997 года. – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://documents-dds-ny.un.org/doc/UNDOC/GEN/N97/774/75/PDF/N9777475.pdf?OpenElement>

138. Продовольственная и сельскохозяйственная организация ООН [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [www.faostat3.fao.org](http://www.faostat3.fao.org).

139. Проект Закона про Концепцію переходу України до сталого розвитку №3234-1 від 19.12.2001. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [http://w1.c1.rada.gov.ua/pls/zweb2/webproc4\\_1?pf3511=11647](http://w1.c1.rada.gov.ua/pls/zweb2/webproc4_1?pf3511=11647)

140. Проект Закона про Концепцію сталого розвитку України (№ 3234 від 25.04.2001). [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [http://w1.c1.rada.gov.ua/pls/zweb2/webproc4\\_2?skl=4&pf3516=3234](http://w1.c1.rada.gov.ua/pls/zweb2/webproc4_2?skl=4&pf3516=3234).

141. Проект Постанови про Концепцію переходу України до сталого розвитку №5749 від 02.07.2004. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [http://w1.c1.rada.gov.ua/pls/zweb2/webproc4\\_2?id=&pf3516=5749&skl=5](http://w1.c1.rada.gov.ua/pls/zweb2/webproc4_2?id=&pf3516=5749&skl=5).

142. Промысловые рыбы СССР [Текст] / Отв. ред. Л. С. Берг, А. С. Богданов, Н. И. Кожин, Т. С. Расс / ВНИРО. – М.: Пищепромиздат, 1949. – [електронний ресурс]. – Режим доступу: [http://ashipunov.info/shipunov/school/books/promysl\\_ryby\\_sssr1949\\_opis.pdf](http://ashipunov.info/shipunov/school/books/promysl_ryby_sssr1949_opis.pdf).

143. Протокол по проблемам воды и здоровья к Конвенции по охране и использованию трансграничных водотоков и международных озер 1992 року. Экономический и Социальный Совет ООН. Вторая сессия, 23-25 марта 2000 года. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [http://www.un.org/ru/documents/decl\\_conv/conventions/water\\_protection.shtml](http://www.un.org/ru/documents/decl_conv/conventions/water_protection.shtml).

144. Рабочая тетрадь по дисциплине «Экология» / З. С. Артемьева, Е. Б. Таллер, Д. А. Постников, С. Л. Игнатьева, В. А. Раскатов. – М.: Изд-во ООО «СпецПринт», 2013. – 30 с.

145. Рахманов А. И. Речные раки. Содержание и разведение. – М.: ООО «Аквариум-Принт», 2007. – 48 с.

146. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Миколаївській області у 2012 році / [Електронний ресурс] / Державне управління екології та природних ресурсів у Миколаївській області. – Режим доступу: [http://www.duecomk.gov.ua/data/nac\\_dop/19.pdf](http://www.duecomk.gov.ua/data/nac_dop/19.pdf).

147. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Миколаївській області у 2015 році. – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://ecolog.mk.gov.ua/store/files/1473057744.pdf>

148. Реймерс Н. Ф. Природопользование: Словарь-справочник. М.: Мысль, 1990. – 639 с.

149. Рыба и морепродукты. Таблица калорийности продуктов питания [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [http://health-diet.ru/base\\_of\\_food/food\\_1515](http://health-diet.ru/base_of_food/food_1515).

150. Свергузова С. В. Разработка способа очистки модельных растворов от синтетических поверхностно-активных веществ [Текст] / С. В. Свергузова, Ю. Н. Малахатка. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: [http://eprints.kname.edu.ua/16970/1/162-166\\_%D0%A1%D0%B2%D0%B5%D1%80%D0%B3%D1%83%D0%B7%D0%BE%D0%B2%D0%B0\\_%D0%A1%D0%92.pdf](http://eprints.kname.edu.ua/16970/1/162-166_%D0%A1%D0%B2%D0%B5%D1%80%D0%B3%D1%83%D0%B7%D0%BE%D0%B2%D0%B0_%D0%A1%D0%92.pdf).

151. Сердюцкая Л.Ф. Системный анализ и математическое моделирование экологических процессов в водных экосистемах. – М.: Либроком, 2009. – 143 с.

152. Словник-довідник сучасних екологічних та природоохоронних термінів / [укл. Гончаренко Г. Є., Совгіра С. В.]. – К.: Наук. світ, 2010. – с. 67.

153. СПАВ [Текст]. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.moreprom.ru/article.php?id=39>.

154. Статюха Г. О. До питання кількісної оцінки екологічної безпеки при ОВНС [Текст] / Г. О. Статюха, В. А Соколов, І. Б. Абрамов, Т. В. Бойко, А. О. Абрамова // Восточно-европейский журнал передовых технологий. – №6 (48), Т. – 6, 2010. – с. 44–46.

155. Стратегія економічного і соціального розвитку Миколаївської області на період до 2015 року. Затверджено рішенням обласної ради від 30 жовтня 2007 року, №2. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: [www.mk.gov.ua/store/files/announce\\_1370432848.doc](http://www.mk.gov.ua/store/files/announce_1370432848.doc).

156. Стратегія економічного та соціального розвитку Одеської області на період до 2015 року. Схвалено затвердженням голови обласної державної адміністрації від 24 грудня 2004 року, № 928/А-2004. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://omr.gov.ua/ru/news/5530/>

157. Стратегія сталого розвитку «Україна-2020» / Указ Президента України №5/2015 від 12 січня 2015 року. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/5/2015>

158. Ткаченко Т. Г. Агрометеорологія: [навч. посібник] / Т. Г. Ткаченко. – Х.: ХНАУ, 2015. – 268 с.

159. Трегобчук В. Концепція сталого розвитку для України // Вісник НАН України. – 2002. – №2. – С. 31-40. – Режим доступу: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/vnanu\\_2002\\_2\\_7](http://nbuv.gov.ua/UJRN/vnanu_2002_2_7).

160. Флоринская Ю. Ф. Воздействие человека на окружающую среду // Биология. – №14 (549), 16-31.03.2000. [Электронный ресурс]. – Режим доступу: <http://bio.1september.ru/article.php?ID=200001406>.

161. Формирующие вопросы управления водными ресурсами и стратегии и политика, которые международному сообществу следует рассмотреть в связи с ними / Межсессионный директивный документ Комитета по природным ресурсам по формирующимся вопросам управления водными ресурсами и соответствующим стратегиям и политике. Экономический и Социальный Совет. Третья сессия, 6-17 мая 1996 года E/C.7/1996/6.

162. Харламова О. В. Мальваний М. С. Теоретичні основи управління екологічною безпекою техногенно навантаженого регіону // Екологічна безпека.– №1 (13), 2012. – с. 9-12.

163. Хасанов А. Т. Какая вода сохраняет здоровье / А. Т. Хасанов // Науковий вісник КУЕІТУ. Нові технології. – 2013. – № 3-4 (41-42). – с. 135-138.

164. Холодов В. И. Планирование экспериментов в гидробиологических исследованиях [Текст] / В. И. Холодов / под. ред. В.Н. Еремеева; Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского. – Севастополь. – 2014. – 182 с.

165. Хорбут Н. Зообентос малых річок в умовах нафтового забруднення [Текст] / Н. Хорбут. – [Электронный ресурс]. – Режим доступу: [http://www.nbuv.gov.ua/old\\_jrn/Chem\\_Biol/vpnu\\_biol/2007\\_7-8/7-79.pdf](http://www.nbuv.gov.ua/old_jrn/Chem_Biol/vpnu_biol/2007_7-8/7-79.pdf).

166. Черкашин С. А. Биотестирование: терминология, задачи, основные требования и применение в рыбохозяйственной токсикологии [Текст] / С. А. Черкашин // Известия ТИНРО. – 2001. №1–3. – [Электронный ресурс]: <http://cyberleninka.ru/article/n/biotestirovanie-terminologiya-zadachi-osnovnye-trebovaniya-i-primenenie-v-rybohozyaystvennoy-toksikologii>.

167. Шапар А. Г. Вплив водосховищ на стан водних ресурсів басейну р. Дніпро [Текст] / А. Г. Шапар, О. О. Скрипник // Екологія і природокористування. –



2013. – Вип. 17. – С. 49–57. – Режим доступу:  
[http://nbuv.gov.ua/UJRN/ecolpr\\_2013\\_17\\_8](http://nbuv.gov.ua/UJRN/ecolpr_2013_17_8).

168. Шипунов А. Б. Наглядная статистика. Используем R! / А. Б. Шипунов, Е. М. Балдин, П. А. Волкова. А. И. Коробейников, С. А. Назарова, С. В. Петров, В. Г. Суфиянов. – 2014. – 296 с.

169. Шитиков В. К. Экотоксикология и статистическое моделирование эффекта с использованием R. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2016. – 149 с.

170. Шмаль А.Г. Факторы экологической опасности & экологические риски / А. Г. Шмаль. – Бронницы: МП «ИКЦ БНТВ», 2010. – 192 с. – ISBN 978-5-905108-01-3.

171. Шмандій В.М. Управління екологічною безпекою на регіональному рівні (теоретичні та практичні аспекти) : дис. ... д-ра техн. наук / В.М. Шмандій. – Харків, 2003. – 356 с.

172. Шмандій В.М., Некос В.Ю. Екологічна безпека. Підручник. – Харків–Кременчук: ХНУ ім. В. Н. Каразіна, 2008. – 436 с.

173. Шуйский В. Ф. Биоиндикация качества водной среды, состояния пресноводных экосистем и их антропогенных изменений [Текст] / В. Ф. Шуйский, Т. В. Максимова, Д. С. Петров // Сб. научн. докл. VII междунар. конф. "Экология и развитие Северо–Запада России" – С. –Петербург, 2–7 авг. 2002 г. – СПб.: Изд–во МАНЭБ, 2002 г.

174. Шуйский В. Ф. Закономерности лимитирования пресноводного макрозообеноса экологическими факторами [Текст] / В. Ф. Шуйский / Автореферат диссертации по специальности 03.00.08 – гибробиология. – Санкт–Петербург, 1997.

175. Щербина П. С. Пчеловодство в Пермской области. – Пермь: Пермское книжное издательство, 1964. – 315 с.

176. Щербуха А.Я. Іхтіофауна України у ретроспективі та сучасні проблеми збереження її різноманіття/ А. Я. Щербуха // Вісник зоології. – №38(3), – 2004.

177. Экология и здоровье человека. Урбозкология. Общие закономерности адаптации человека к разным условиям окружающей среды. Экологически

предопределенные и экологически зависимые заболевания. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://intranet.tdmu.edu.ua>.

178. Экосистемы и благосостояние человека: водно-болотные угодья и водные ресурсы. Синтез / Программа ООН «Оценка экосистем на пороге тысячелетия». – Институт мировых ресурсов, Вашингтон, 2005. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: [https://www.millenniumassessment.org/documents/MA\\_WetlandsandWater\\_Russian.pdf](https://www.millenniumassessment.org/documents/MA_WetlandsandWater_Russian.pdf).

179. Adelle C., Pallemarts M. Sustainable Development Indicator: An Overview of relevant Framework Programme funded research and identification of further needs in view of EU and international activities [Text] / Camilla Adelle, Marc Pallemarts / European Commission. – Seventh Framework Programme, 2009.

180. Andreev V. I., Bezsonov Ye. M., Andreeva N. Yu. (2016). Water ecosystem ecological safety assessment by the determination of energy flow sustainability. – Water security: Monograph. – Mykolaiv: PMBSNU – Bristol: UWE, 2016. – 308 p. – p. 7-20. – ISBN 978-617-7421-13-8.

181. Attrill M.J., Rundle S.D., Thomas R.M. 1996. The influences of drought-induced low freshwater flow on an upperestuarine macroinvertebrate community // Water Research. Vol. 30 P. 261–268.

182. Barboura E. J., Holz L., Kuczerad G., Pollinoe C. A., Jakemana A. J., Loucksf D. P. Optimisation as a process for understanding and managing river ecosystems. Environmental Modelling and Software, Volume 83, September 2016, Pages 167–178.

183. Bezsonov Ye. M. Andreev V. I., Smyrnov V. M. (2016). Assessment of safety index for water ecological system. East-Europe Journal of Enterprise Technologies, 6/10 (84), 24-34.

184. Bezsonov Ye., Mitryasova O., Smyrnov V., Smyrnova S. (2017)/ Influence of the South-Ukraine electric power producing complex on the ecological condition of the Southern Bug River. East-Europe Journal of Enterprise Technologies, 4/10 (88), 20-28.

185. Bolcárová P., Kološta S. Assessment of sustainable development in the EU 27 using aggregated SD index. *Ecological Indicators*. Vol. 48, January 2015, 699–705.

186. Boychenko S., Havryliuk R., Movchan Ya., Tarasova O., Sharavara V., Savchenko S. Water supply and water discharge: challenges and concept of responses – context of climate change and exhaustions of water resources. *Water supply and Wastewater removal*: edited by Henryk Sobczuk, Beata Kowalska. – Lublin: Lublin University of Technology, 2016 (Printed by: TOP Agencja Reklamowa Agnieszka Łuczak). – p. 3-14. – ISBN: 978-83-7947-200-0

187. Boyko T., Dzhygyrey I., Abramova A. (2017). Using the assessment method of environmental risk of a project in strategic territorial planning. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 3/10 (87), 10-17. – doi: 10.15587/1729-4061.2017.101848.

188. Bunn S.E., Davies P.M. 1992. Community structure of the macroinvertebrate fauna and water quality of a saline river system in south-western Australia // *Hydrobiologia*. Vol. 248. P. 143-160.

189. Durkheim E. *The Dualism of Human Nature and its Social Conditions* / *Durkheimian Studies / Études Durkheimiennes New Series*, Vol. 11 (2005), pp. 35-45.

190. *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. [Электронный ресурс] / Доклад концептуальной рабочей группы. Millennium Ecosystem Assessment; авторы Джозеф Алкамо [и другие]; содействовавшие авторы Елена М. Беннет [и другие]. – ISLAND PRESS: World Resources Institute, Washington, DC, 2005. – 283 с. – Режим доступа: <http://www.millenniumassessment.org/ru/Synthesis.html> (дата звернения 20.06.2015) – Назва з екрана.

191. *Environmental Risk Assessment: Approaches, Experiences and Information Sources*. European Environment Agency, 2008. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.eea.europa.eu/publications/GH-07-97-595-EN-C2/riskindex.html>.

192. *Estimating environmental damage in freshwater* (2008). [Электронный ресурс]. – Режим доступа: [http://www.nuffieldfoundation.org/sites/default/files/25\\_Estimatg\\_env\\_freshwater.pdf](http://www.nuffieldfoundation.org/sites/default/files/25_Estimatg_env_freshwater.pdf).

193. Favasa P. J. C., Pratasb J., Prasadc M. N. V. (2012). Accumulation of arsenic by aquatic plants in large-scale field conditions: Opportunities for phytoremediation and bioindication. *Science of The Total Environment*, 433, 390–397.

194. Fränzle O. (2006). Complex bioindication and environmental stress assessment. *Ecological Indicators*. Theoretical fundamentals of consistent applications in environmental management, 6/1, 114–136.

195. Future we want. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: [http://www.un.org/disabilities/documents/rio20\\_outcome\\_document\\_complete.pdf](http://www.un.org/disabilities/documents/rio20_outcome_document_complete.pdf).

196. Garciaa X., Barcelóa D., Comasa J., Corominasa Ll., Hadjimichaeld A., Pagee T.J., Acuña V. Placing ecosystem services at the heart of urban water systems management. *Science of The Total Environment*, Volumes 563–564, 1 September 2016, Pages 1078–1085.

197. Gennari P.. Key Indicators of Sustainable Development / Pietro Gennari [Presentation] / 2nd Kyoto International Seminar on Sustainable Growth in the Asia-Pacific region 25-26 October 2007/ United Nation Economic and Social Commission for Asia and the Pasific. – Kyoto, Japan.

198. Gerhardt A., Bloor M., Lloyd Mills C. Gammarus: Important Taxon in Freshwater and Marine Changing Environments. *International Journal of Zoology*. Volume 2011, Article ID 524276, 2 pages.

199. Goal and Purpose Indicators [Final report] / Institute for Economics and Peace. – November, 2012. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.undp.org/content/undp/en/home/librarypage/crisis-prevention-and-recovery/development-of-goal-and-purpose-indicators-for-undp.html>

200. Governance Indicator: A User's Guide. Second Edition. United Nation Development Programme. – New York, 2007. – 100 p. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.gaportal.org/resources/detail/governance-indicators-a-users-guide-2nd-edition>.

201. Grizzetti B., Lanzanova D., Liqueete C., Reynaud A., Cardoso A. C. Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science and Policy*, Volume 61, July 2016, Pages 194–203.

202. Guidelines for the Preparation and Reporting on Globally-relevant SLM Impact Indicators for Project-level Monitoring [Text] / United Nation University and Institute for Water, Environment and Health. – Canada, Hamilton, 2011. – ISBN 92-808-6016-10

203. Hart B.T., Bailey P, Edwards R., Hortle, K. James K., McMahon A., Meredith C., Swadling K. 1991. A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota // *Hydrobiologia*. Vol. 210. P. 105-144.

204. Human Development Report 2014: Sustaining Human Progress: Reducing Vulnerabilities and Building Resilience [Text] / United Nation Development Programme. – USA, New York, 2014. – ISBN 978-92-1-126368-8, eISBN 978-92-1-056659-9.

205. Indicators [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://data.worldbank.org/indicator>.

206. Indicators for Monitoring the Millennium Development Goals: Definitions, Rationale, Concepts and Sources [Text] / United Nation Development Programme. – USA, New York, 2003.

207. Indicators for Sustainable Development Goals [Text] / A report by the Leadership Council of the Sustainable Development Solutions Network / Working draft. – 22 May, 2014.

208. Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies. Third Edition. – United Nations: New York, 2007.

209. Indicators for Monitoring the Millennium Development Goals. United Nation Development Programme. Department of International Economic and Social Affairs Statistics Division. – New York, 2003. – 115 pg.

210. James C. N., Copeland R. C., Lytle D. A. (2004). Relationships between Oxidation-Reduction Potential, Oxidant, and pH in Drinking Water. American Water Works Association, WQTC Conference. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.ecs.umass.edu/cee/reckhow/courses/697J/Papers/ORP%20paper%20Wittbold.pdf>.

211. Kharlamova G., Nesterenko V. (2014). Environmental security: integral assessment (case of Ukraine). Bulletin of Taras Shevchenko National University of Kyiv. Economics, 6 (159): 66-72.

212. Kosiora G., Samecka-Cymermana A., Kolona K., Kempersb A.J. (2010). Bioindication capacity of metal pollution of native and transplanted *Pleurozium schreberi* under various levels of pollution. *Chemosphere*, 81/3, 321–326.

213. Kovacic A. Synergies among different parts of sustainable development // Journal of Bioinformatics and Sequence Analysis. – Vol. 1 (1), pp. 001-010. – May, 2009. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.academicjournals.org/journal/JBSA/article-abstract/014F93A2253>.

214. Loomisa D. K., Ortnerb P. B., Kelblec C. R., Paterson S. K. Developing integrated ecosystem indices. *Ecological Indicators*. Vol. 44, September 2014, 57–62.

215. Maltby L., Clayton S. A., Wood R. M., McLoughlin N. Evaluation of the *Gammarus pulex* in Situ Feeding Assay as a Biomonitor of Water Quality: Robustness, Responsiveness and Relevance, *Environmental Toxicology & Chemistry*, Vol. 21, 2002, pp. 361–368.

216. Maltby, L. (1994) Stress, shredders and streams: using gammarus energetics to assess water quality. In: Sutcliffe, D.W. (ed.) *Water quality and stress indicators in marine and freshwater systems: linking levels of organisation*. Ambleside, UK, Freshwater Biological Association, pp. 98–110. (FBA Special Publications, 4).

217. Mayer F., Ellersieck M.R. Manual of acute toxicity: interpretation and data base for 410 chemical and 66 species of freshwater animals // US Dep. Inter. Fish and Wildlife Serv. Resour. Publ. – 1986. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.cerc.usgs.gov/pubs/center/pdfDocs/90506-intro.pdf>.

218. Mazura R., Wagnerb A., Zhou M. (2013). The application of the *Lymnaea stagnalis* embryo-test in the toxicity bioindication of surfactants in fresh waters. *Ecological Indicators*, 30, 190–195.

219. Millennium Ecosystem Assessment [Текст]. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. – World Resources Institute, 2005, Washington, DC. –

[Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.354.aspx.pdf>.

220. Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Desertification Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC, 2005. – 36 с. <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.355.aspx.pdf>.

221. Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. World Resources Institute Island Press, Washington, DC, 2005. – 154 с. <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>.

222. Ostroumov S. A. Biological effects of surfactants. – CRC Press, 2006. – ISBN 0-8493-2526-9.

223. Pascoe D, Kedwards T. J., Blockwell S. J., Taylor E. J. *Gammarus pulex* (L.) Feeding Bioassay—Effects of Parasitism. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* (1995) 55:629–632.

224. Prokopenko O. V., Shkola V. Yu., Domashenko M. D., Prokopenko M. O. (2014). The theory and methods for investigation of the processes synchronized dealing with ecological safety within economic system. *Marketing i Menedžment Innovacij*, 5(4)182-191.

225. Rutherford J.C., Kefford, B.J. 2005. Effects of salinity on stream ecosystems: improving models for macroinvertebrates // CSIRO Land and Water Technical Report. CSIRO Land and Water. Canberra. Australia. 22/05. P. 1-64.

226. Segnestam L. Indicators of Environment and Sustainable Development: Theories and Practical Experience / The World Bank Environment Department. – USA, Washington D.C., December, 2002.

227. Short T.M., Black J.A., Birge W.J. 1991. Ecology of a saline stream: community responses to spatial gradients of environmental conditions // *Hydrobiologia*. Vol. 226. P. 167-178.

228. Singh L. B., Pandey P. N., Mahto Bhola, Singh R. K. (2007) *River Pollution*. A.P.H. Publishing Corporation, New Delhi. ISBN 81-313-0085-4.

229. Sowińska-Świerkosz B. Index of Landscape Disharmony (ILDH) as a new tool combining the aesthetic and ecological approach to landscape assessment. *Ecological Indicators*. Vol. 70, November 2016, 166–180.

230. Suslow T. V. *Oxidation-Reduction Potential (ORP) for Water Disinfection Monitoring, Control, and Documentation / University of California*. – Publication 8149. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://anrcatalog.ucanr.edu/pdf/8149.pdf>. – ISBN 978-1-60107-319-8.

231. *The Lack of Clean Water: Root Cause of Many Problems* [Электронный ресурс]. – Режим доступа: [https://thewaterproject.org/water-scarcity/water\\_scarcity\\_2](https://thewaterproject.org/water-scarcity/water_scarcity_2).

232. *Water quality assessment: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: [http://eng.harran.edu.tr/moodle/moodledata/11/Dosyalar/Water\\_Quality\\_Assessments.pdf](http://eng.harran.edu.tr/moodle/moodledata/11/Dosyalar/Water_Quality_Assessments.pdf).

233. *Water quality for ecosystem and human health*. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: [http://www.unwater.org/wwd10/downloads/water\\_quality\\_human\\_health.pdf](http://www.unwater.org/wwd10/downloads/water_quality_human_health.pdf). – ISBN 92-95039-51-7

234. Williams D.D., Williams N.E. 1998. Aquatic insects in an estuarine environment: Densities, distribution and salinity tolerance // *Freshwater Biology*. Vol. 39. P. 411-421.

235. *World Development Indicators 2014*. International Bank for Reconstruction and Development / The World Bank. Washington DC. – [Электронный ресурс]. – Режим доступа: [www.worldbank.org](http://www.worldbank.org). ISBN (paper): 978-1-4648-0163-1; ISBN (electronic): 978-1-4648-0164-8.

236. Zagonari F. Using ecosystem services in decision-making to support sustainable development: Critiques, model development, a case study, and perspectives. *Science of The Total Environment*, Volumes 548–549, 1 April 2016, Pages 25–32.

237. Zhu J., Tao X. (2011). Evaluation of Land Ecological Safety Based on Fuzzy Matter-Element Theory. *Journal of Computers*, Vol 6, No 12, 2639-2646.



# ДОДАТКИ

## Додаток А



### АКТ

про впровадження науково-практичних результатів дисертаційної роботи Безсонова Євгена Миколайовича виконаної на тему: «Визначення рівня екологічної безпеки регіону методом токсико-енергетичного відгуку біотичних компонентів водних екосистем»

Даним актом підтверджуємо, що результати дисертаційних досліджень Безсонова Євгена, що проведені в аспекті підвищення безпеки природних екосистем, прийняті до подальшого використання в роботі Національного природного парку «Вижницький». Важливе практичне значення мають запропоновані автором методики розрахунку збитків для екологічних систем в грошовому та енергетичному еквівалентах з використанням законів розподілу енергії у харчовому ланцюзі та ускладнення. Підходи до оцінки стійкості екосистем, що відображені в дисертаційних дослідженнях, будуть використані при написанні літопису природи.

Окрему увагу в дисертаційному дослідженні приділено твердженню про те, що водні екосистеми є найбільш чутливими індикаторами рівня антропогенного навантаження на прилегли природні комплекси. Із врахуванням рекомендацій дисертанта на базі НПП «Вижницький» розпочато роботи зі створення бази даних видів-стенобіонтів, з метою оптимізації системи моніторингу за станом навколишнього середовища на території парку. Частина досліджень автора проводилася в ході проведення спільних експедицій із співробітниками наукового відділу парку.

Заступник директора,  
головний природознавець

Яремчук В.М.

Заступник директора з наукової роботи

Стратій В.І.

Зав. науковим відділом

10.08.2017 року



АГЕНЦІЯ  
РОЗВИТКУ  
МИКОЛАЄВА

Адміральська, 20, 54001, Миколаїв, Україна  
Тел.: +380956465909 E-mail: info@mda.mk.ua www.mda.mk.ua



від 12.09.2017 вих. № 12 09

## АКТ

про впровадження науково-практичних результатів  
дисертаційної роботи Безсонова Євгена Миколайовича

Результати дисертаційного дослідження Безсонова Євгена Миколайовича за темою «Визначення рівня екологічної безпеки регіону методом токсико-енергетичного віддуку біотичних компонентів водних екосистем» використовуються в роботі комунальної установи Миколаївської міської ради «Агенція розвитку Миколаєва». Представлені матеріали залучені до процесу розробки стратегічних ініціатив та проектів розвитку в частині, що стосується методики оцінки екологічного стану річки Південний Буг в межах Миколаєва (Бузького лиману), розрахунку економічних збитків для міста від незбалансованого водокористування в басейні річки та алгоритму управління місцевими водними ресурсами в контексті переходу до сталого розвитку.

Директор



В.М. Гошовський

Комунальна установа  
"Агенція розвитку Миколаєва"  
Адміральська, 20  
54001 Миколаїв Україна  
ЄДРПОУ: 40451807

E-mail: info@mda.mk.ua  
Internet: www.mda.mk.ua  
Тел.: +380 95 6465909



Природно-Заповідний Фонд України  
**Регіональний ландшафтний парк «Тилігульський»**

57400, Миколаївська область, смт Березанка, вул. Медична, 6, тел. (05153) 2-15-70  
 54001, м. Миколаїв, вул. Нікольська 46, тел. (0512) 37-43-28

№ \_\_\_\_\_  
 на № \_\_\_\_\_ від \_\_\_\_\_

**АКТ**

про впровадження науково-практичних результатів  
 дисертаційної роботи Безсонова Євгена Миколайовича

Цим актом підтверджується, що результати дисертаційного дослідження Безсонова Євгена Миколайовича за темою «Визначення рівня екологічної безпеки регіону методом токсико-енергетичного відгуку біотичних компонентів водних екосистем» плануються до використання в роботі Регіонального ландшафтного парку «Тилігульський» (Миколаївська область). До інструментів природоохоронної практики будуть залучені розроблені здобувачем методики розрахунку екосистемних послуг та економічної шкоди, завданої водній екосистемі Тилігульського лиману незбалансованим природокористуванням. Підхід до оцінювання рівня екологічної безпеки екосистеми за енергетичним відгуком гідробіонтів, який враховує біосферні закони, впроваджуватиметься в дослідницьку складову діяльності Парку.

Метод токсико-енергетичного відгуку буде використано під час складання Літопису природи парку. Зокрема, результати проведених досліджень виявили необхідність розробки картографічних матеріалів, які б характеризували стенобіонтний склад окремих ділянок заповідної території.

Директор РЛП «Тилігульський»  
 05.06.2017



О. М. Деркач



МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

## Чорноморський національний університет імені Петра Могили

вул. 68 Десантників, буд. 10, м. Миколаїв, 54003, Україна  
Тел/факс: +38 (0512) 500-333, 500-069 E-mail: rector@chmnu.edu.ua https://chmnu.edu.ua

№ \_\_\_\_\_  
На № \_\_\_\_\_ від \_\_\_\_\_

### АКТ

#### про впровадження результатів дисертаційного дослідження Безсонова Євгена Миколайовича

Результати дисертаційного дослідження Безсонова Євгена Миколайовича за темою «Визначення рівня екологічної безпеки регіону методом токсико-енергетичного відгуку біотичних компонентів водних екосистем» були використані при виконанні фундаментальної науково-дослідної теми «Теоретичні основи визначення індикаторів та коефіцієнтів вагомості екологічних індексів в системі сталого розвитку Південного регіону України» у період із січня 2014 по грудень 2016 року (№ державної реєстрації 0114U004572) на кафедрі екології та природокористування Чорноморського національного університету імені Петра Могили. Форма участі – виконавець.

Здобувачем розроблено комплексний метод оцінювання рівня екологічної безпеки регіону шляхом дослідження токсикологічного та енергетичного відгуку біотичних компонентів водних екосистем на багатофакторний антропогенний вплив. Запропоновано підходи до визначення матеріальних збитків внаслідок незбалансованого природокористування та методик забезпечення екологічної безпеки соціоекосистем. Результати дисертаційного дослідження представлені у розділі II «Індекси та індикатори екологічної безпеки» та розділі III «Регіональна екологічна безпека» остаточного звіту з науково-дослідної роботи.

Ректор ЧНУ ім. Петра Могили

Проректор з наукової роботи  
ЧНУ ім. Петра МогилиНачальник науково-дослідної частини  
ЧНУ ім. Петра Могили

Л. П. Клименко

В. П. Беглиця

В. І. Андреев



МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

## Чорноморський національний університет імені Петра Могили

вул. 68 Десантників, буд. 10, м. Миколаїв, 54003, Україна  
Тел/факс: +38 (0512) 500-333, 500-069 E-mail: rector@chmnu.edu.ua https://chmnu.edu.ua

№ \_\_\_\_\_  
На № \_\_\_\_\_ від \_\_\_\_\_

### АКТ

про впровадження результатів дисертаційного дослідження  
Безсонова Євгена Миколайовича  
у навчальний процес Чорноморського національного університету  
імені Петра Могили

Наукові положення, що викладені у кандидатській дисертації «Визначення рівня екологічної безпеки регіону методом токсико-енергетичного відгуку біотичних компонентів водних екосистем» здобувача кафедри екології та природокористування Безсонова Євгена Миколайовича впроваджено у навчальний процес у Чорноморському національному університеті імені Петра Могили. Зокрема, результати дослідження використано при викладанні курсів дисциплін «Екологія промисловості та транспорту Причорномор'я», «Екологічна безпека» (спеціальність 6.040106 «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування») та «Системний аналіз якості навколишнього середовища» (спеціальність 8.04060104 «Екологія та охорона навколишнього середовища»).

Здобувачем вдосконалено зміст навчальних матеріалів, шляхом поглиблення кількісної та якісної характеристики взаємовідносин між господарським комплексом людини (створення й експлуатація водосховищ, атомних і гідроелектростанцій, функціонування портового господарства, рибальство) та водними екологічними системами з прив'язкою до природно-кліматичних умов регіону.

Запропоновані Безсоновим Є. М. методики оцінювання вагомості біотичних компонентів екосистем, зокрема в регіональному та державному масштабі, є інструментом формування у студентів навичок сталого природокористування.

Ректор ЧНУ ім. Петра Могили








Л. П. Клименко

## Динаміка стоку річки Південний Буг

Рік	Стік, км <sup>3</sup>	Рік	Стік, км <sup>3</sup>	Рік	Стік, км <sup>3</sup>
1936	1,27	1966	3,09	1996	3,83
1937	3,51	1967	3,08	1997	3,09
1938	2,13	1968	3,16	1998	3,44
1939	1,86	1969	4,30	1999	2,96
1940	5,16	1970	4,86	2000	2,80
1941		1971	3,56	2001	2,99
1942	3,90	1972	2,56	2002	2,54
1943	2,29	1973	2,95	2003	3,82
1944	2,36	1974	2,71	2004	2,58
1945	2,72	1975	2,16	2005	3,25
1946	1,91	1976	2,78	2006	3,66
1947	4,03	1977	3,80	2007	1,83
1948	3,73	1978	4,01	2008	2,20
1949	3,03	1979	4,60	2009	1,88
1950	1,86	1980	6,26	2010	2,78
1951	2,34	1981	4,26	2011	2,00
1952	2,21	1982	3,37	2012	1,63
1953	2,78	1983	2,41	2013	2,53
1954	1,34	1984	3,09	2014	1,69
1955	2,36	1985	4,16	2015	1,04
1956	4,02	1986	2,41	2016	1,35
1957	1,42	1987	2,46		
1958	2,32	1988	2,93		
1959	1,02	1989	2,31		
1960	3,21	1990	1,75		
1961	1,79	1991	2,79		
1962	2,67	1992	1,88		
1963	2,96	1993	2,22		
1964	1,45	1994	1,89		
1965	3,03	1995	1,85		

## Критерії побудови методу токсико-енергетичного відгуку

Організми-індикатори	Задовольняє умови	Примітка
<b>Токсикологічний відгук</b>		
Веснянки ( <i>Plecoptera</i> )	1) чутливість до наявності забруднюючих речовин у воді; 2) широкий діапазон толерантності до солоності води; 3) займає вагоме місце в ланцюзі живлення; 4) доступність; 5) економічність.	
Одноденки ( <i>Ephemeroptera</i> )		
Волохокрильці ( <i>Trichoptera</i> )		
Віслокрилки ( <i>Megaloptera</i> )		
Бокоплави ( <i>Amphipoda</i> )		
<b>Енергетичний відгук</b>		
Автотрофи: фітопланктон, вища водна рослинність	На будь-який елемент ланцюга живлення у водній екосистемі в будь-який момент часу діє комплекс факторів, враховані синергетичні та кумулятивні ефекти їх взаємодії	Чим більше організмів індикаторів узято для обчислення, тим точнішим є кінцеве значення оцінки
Гетеротрофи: консументи усіх порядків		
Окисно-відновний потенціал води	Формується під дією усіх без виключення факторів навколишнього середовища	Складнощі інтерпретації даних

Дані гідрологічних спостережень на річці Південний Буг (гідропост в селі Олександрівка, Вознесенського району,  
Миколаївської області)

Рік	Січень	Лютий	Березень	Квітень	Травень	Червень	Липень	Серпень	Версеень	Жовтень	Листопад	Грудень
1936	80,30	51,00	36,20	59,50	42,60	15,40	22,30	4,80	10,30	42,60	51,00	54,80
	76,40	30,90	42,10	58,70	39,60	16,40	21,10	10,70	9,10	56,40	50,20	56,40
	59,50	23,60	60,20	57,90	36,60	15,90	19,40	5,10	10,30	56,40	51,00	60,20
	53,30	47,20	67,20	55,60	38,10	15,90	19,90	7,20	11,10	50,20	54,10	64,10
	49,50	57,20	85,60	56,40	37,40	16,40	23,00	9,10	12,00	48,70	52,50	67,20
	48,70	57,20	88,70	57,20	35,20	15,40	19,40	4,80	11,50	49,50	51,80	71,00
	51,80	57,90	88,70	54,80	30,90	14,90	17,00	8,70	11,50	47,90	51,00	77,20
	53,30	59,50	82,60	56,40	31,60	15,40	17,00	9,10	15,40	45,60	52,50	86,40
	60,20	59,80	74,90	53,30	26,20	13,50	11,10	9,90	15,40	47,90	55,60	88,70
	59,20	58,90	74,10	52,50	28,20	16,40	15,90	4,30	14,00	51,80	64,10	85,60
	51,80	53,40	71,00	50,20	32,40	15,40	16,40	6,60	15,90	51,80	61,80	80,30
	54,80	60,50	64,10	50,20	23,60	13,00	15,40	10,30	14,90	53,30	58,70	81,80
	55,60	58,30	61,00	49,50	24,00	13,00	17,00	10,70	15,40	55,60	58,70	77,20
	51,00	58,30	60,20	54,10	28,80	4,80	8,30	9,10	17,00	61,80	57,90	69,50
	49,50	59,40	59,50	57,90	23,60	10,30	9,50	27,50	26,20	56,40	61,80	44,10
	47,90	56,70	59,50	61,00	24,90	14,40	12,00	25,60	28,20	54,10	54,10	85,60
	43,30	45,40	59,50	57,20	22,30	17,60	11,10	19,90	28,80	51,00	54,10	80,30
	37,40	43,30	62,60	54,80	21,70	21,70	11,50	15,40	27,50	45,60	55,60	72,60
	41,10	43,80	62,60	54,80	20,50	19,40	10,30	13,50	28,20	48,70	55,60	78,20
	46,40	40,00	61,80	51,80	19,90	14,00	11,10	10,30	30,20	49,50	60,20	74,90
53,30	44,30	58,70	51,80	20,50	14,90	11,10	14,00	30,20	56,40	57,20	72,60	
53,30	38,40	57,90	50,20	20,50	19,40	10,70	16,40	27,50	54,80	56,40	72,60	
47,20	35,70	56,40	46,40	17,60	19,90	10,30	14,00	28,80	47,20	54,10	72,60	
54,10	34,60	51,80	47,20	18,80	22,30	4,30	12,00	35,90	44,10	56,40	71,00	



	62,60	34,60	56,40	49,50	15,40	28,80	6,90	13,00	41,80	44,80	57,90	69,50
	54,10	34,60	53,30	47,20	19,90	29,50	7,50	9,10	37,40	45,60	47,90	71,00
	54,10	33,00	49,50	44,80	16,40	28,80	4,80	10,30	35,90	51,00	19,40	64,50
	56,40	35,90	51,00	46,40	14,90	21,10	9,10	10,30	38,10	53,30	55,60	54,20
	59,50	34,90	49,50	46,40	16,40	21,70	8,70	10,30	37,40	47,90	60,20	53,80
	54,80		53,30	43,30	17,00	21,70	9,90	9,50	37,40	54,80	54,10	71,50
	51,80		56,40		14,40		10,30	9,10		50,20		93,20
1937-2015 pp.												
2016	21,00	39,00	85,00	33,00	33,30	50,00	37,00	7,08	12,40	9,60	30,70	66,40
	22,10	61,00	85,90	49,30	30,80	50,30	41,30	13,00	11,90	10,10	51,00	61,40
	18,50	45,30	84,20	34,40	29,20	39,20	35,00	10,40	12,20	9,60	45,50	39,30
	18,90	49,10	81,60	34,90	27,30	45,90	32,00	11,40	12,00	9,75	29,90	39,30
	19,60	34,20	82,30	33,50	23,00	50,70	37,40	10,90	12,20	10,70	28,00	40,50
	18,30	31,20	79,80	35,80	31,60	47,00	34,60	10,90	12,00	9,75	39,10	39,80
	18,90	31,80	64,70	37,70	27,30	36,70	34,60	11,10	12,20	9,30	57,50	34,40
	21,40	60,40	68,00	29,80	17,50	30,20	30,40	10,90	12,80	10,20	51,10	31,90
	23,70	81,60	83,20	24,60	24,10	31,00	28,80	10,50	12,00	13,80	45,30	53,80
	21,40	62,90	69,70	32,10	25,20	33,50	28,80	11,40	12,20	27,00	59,90	46,20
	21,00	45,90	52,90	31,60	22,10	34,90	29,80	11,60	12,00	30,80	56,20	56,10
	21,40	62,90	57,30	31,60	20,50	37,50	21,70	11,40	12,00	27,70	24,40	34,40
	26,50	86,70	64,70	35,30	21,90	41,30	18,30	10,80	11,70	33,40	33,00	25,50
	35,50	84,20	62,30	35,40	29,60	45,20	21,90	10,80	11,70	41,90	44,80	27,20
	30,00	90,10	43,50	33,60	27,00	45,20	21,90	11,50	11,60	32,00	48,50	58,70
	34,00	107,00	45,10	36,80	21,30	45,20	21,20	11,30	11,40	31,20	40,60	32,30
	28,00	112,00	60,70	37,30	28,60	41,30	21,20	10,90	11,10	41,50	29,60	26,70
	23,70	112,00	60,70	37,70	47,00	34,00	20,60	12,10	11,10	47,90	40,30	33,10
25,20	108,00	37,40	36,80	35,50	39,10	19,60	11,90	11,00	41,60	33,00	40,10	
24,40	102,00	33,60	32,20	37,70	43,90	19,00	12,30	10,80	35,00	34,10	39,40	
29,00	103,00	42,10	32,20	34,80	44,90	17,40	12,10	10,50	30,30	64,00	38,00	
33,50	91,80	39,80	35,90	37,00	52,00	17,80	12,30	11,10	43,10	47,00	31,80	

	34,00	86,70	41,00	35,40	36,50	47,60	17,30	11,90	11,10	45,00	39,70	23,50
	32,50	87,60	48,10	34,00	35,60	52,00	17,30	11,90	11,10	41,20	55,10	28,30
	31,50	85,00	70,20	35,00	34,30	46,20	15,60	12,20	11,10	41,30	61,50	33,10
	33,00	91,80	43,90	35,40	32,70	46,60	16,40	12,40	10,70	41,40	38,90	30,50
	35,00	89,30	29,90	28,10	38,40	50,00	16,60	12,60	9,90	45,10	61,50	33,90
	35,50	85,90	48,40	32,20	41,40	58,10	14,80	12,60	10,10	50,80	64,80	41,20
	37,00	62,90	84,60	35,00	43,30	46,90	12,10	12,60	10,10	42,90	39,30	35,20
	31,00		38,90	34,60	48,10	42,60	9,00	12,80	10,20	59,80	45,70	29,10
	31,00		23,40		37,70		7,32	13,30		19,50		25,20

Взаємозв'язок витрат води та гідрохімічних показників річки південний Буг

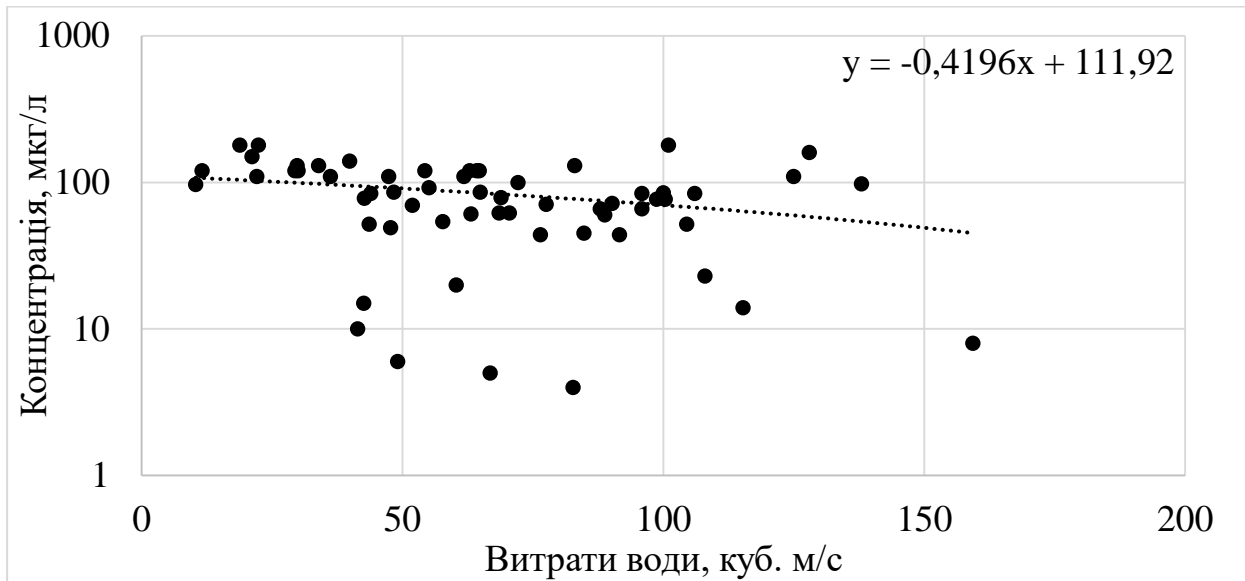


Рис. 4-а. Залежність концентрації фосфатів від витрат води

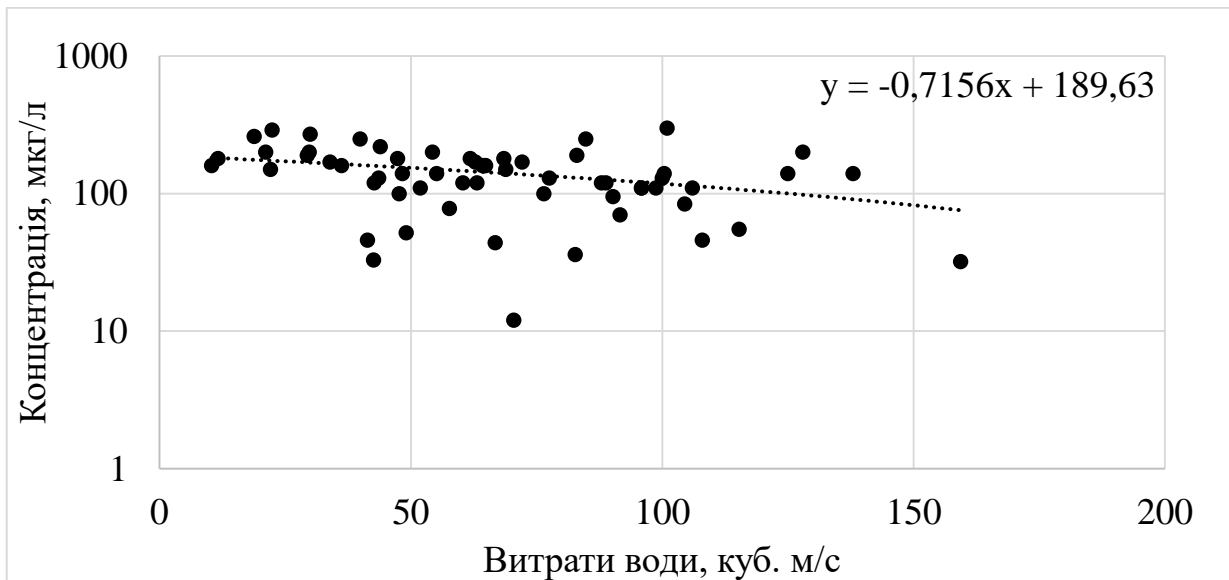


Рис. 4-б. Залежність концентрації фосфору загального від витрат води

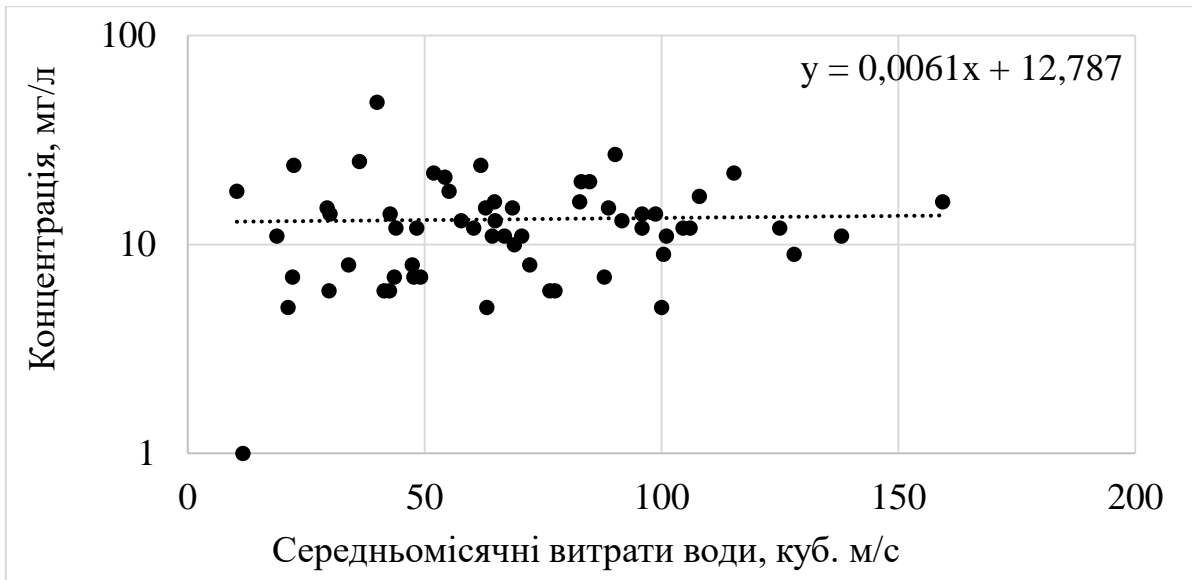


Рис. 4-в. Залежність концентрації нітритів від витрат води

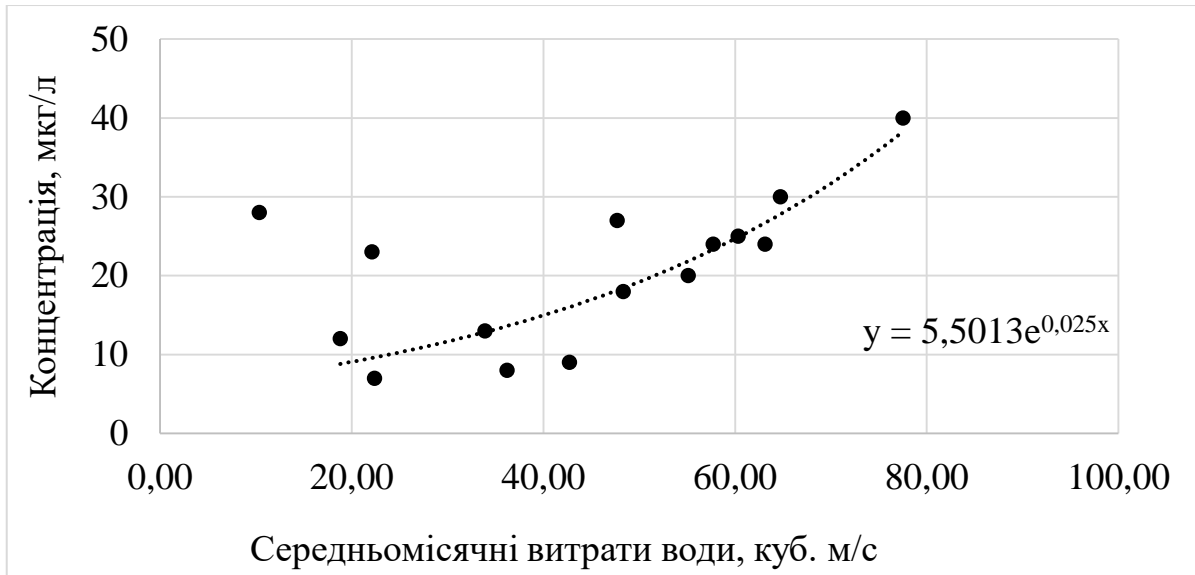


Рис. 4-г. Залежність концентрації ПАР від витрат води